

# O PAPEL DA ECOLOGIA TEÓRICA NA DELIMITAÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO\*

Alexandre SCHIAVETTI\*\*

## RESUMO

Este trabalho tem por objetivo demonstrar a importância da Ecologia Teórica no Manejo e Implementação de Unidades de Conservação, apresentando algumas teorias.

Palavras-chave: Ecologia Teórica; "design" de Unidades de Conservação.

## ABSTRACT

The present study shows the importance of Theoretical Ecology in the management and implementation of Conservation Units, with respect to some theories.

Key words: Theoretical Ecology; Conservation Units design.

## 1 INTRODUÇÃO

Devido ao comportamento humano nas últimas décadas a Ecologia adquiriu uma relação importante com a população, se tornando desde bandeira filosófica, até política. Com isso, as implicações impostas no cotidiano, pelos seus conceitos, passaram a ser mais comuns, tais como o estabelecimento de procedimentos de licenciamento ambiental de empreendimentos, através da elaboração de EIAs/RIMAs, a despoluição de rios e lagos, a criação de animais silvestres, o manejo sustentável para proteção e repovoamento de áreas naturais, etc.

Uma das conseqüências do aumento da consciência da população sobre a importância da conservação dos recursos naturais é a evolução nos sistemas de Áreas Protegidas. Nas últimas décadas está havendo um aumento mundial, tanto em número, como em área pelas chamadas Unidades de Conservação (Reid & Miller, 1989 *apud* GHIMIRE, 1993) (TABELA 1).

TABELA 1 - Taxa global de criação de áreas protegidas.

DÉCADA	NÚMERO DE ÁREAS	TAMANHO (km <sup>2</sup> )
Sem data	711	194,395
Pré-1900	37	51,455
1900-1909	52	131,385
1910-1919	68	76,983
1920-1929	92	172,474
1930-1939	251	275,381
1940-1949	119	97,107
1950-1959	319	229,025
1960-1969	573	537,924
1970-1979	1.317	2.029,302
1980-1989	781	1.068,572

Fonte: Reid & Miller, 1989 *apud* GHIMIRE (1993).

(\*) Aceito para publicação em dezembro de 1996.

(\*\*) Departamento de Ecologia, UNESP/Rio Claro, Av. 24A, 1515, 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil. (Mestrando em Ciências da Engenharia Ambiental CRHEO - USP/São Carlos)

A ecologia teórica, área que engloba a elaboração de conceitos e normas sobre as relações entre os organismos e seu meio ambiente, propiciam aos responsáveis pelo gerenciamento das Unidades de Conservação aplicações para o estabelecimento do “design” destas Unidades.

Neste trabalho serão apresentadas algumas teorias em Ecologia e suas relações com a delimitação de Unidades de Conservação.

## 2 TEORIAS EM ECOLOGIA E SUA RELAÇÃO COM O “DESIGN” DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Diversos trabalhos, como os de DIAMONT (1975) e SIMBERLOF (1988), citam a importância da “Teoria do Equilíbrio Dinâmico da Biogeografia de Ilhas” para delimitar reservas e refúgios.

Esta teoria, proposta por MacARTHUR & WILSON (1967) coloca a distância ao continente e a área da “Ilha” como fortes estruturadores da comunidade presente, refletindo, segundo PIANKA (1982), na riqueza de espécies do local. (FIGURA 1)

Esta riqueza está associada à diferenciação das taxas de imigração e extinção, e conseqüentemente com a disponibilidade de nichos ecológicos nas “Ilhas”. Por exemplo, locais onde ocorrem grandes taxas de imigração e que possuem pequena área disponível, aparecem com grandes taxas de extinção.

De acordo com esta teoria, quanto mais próximo ao continente e maior a área da “Ilha”, maior será a sua riqueza de espécies.

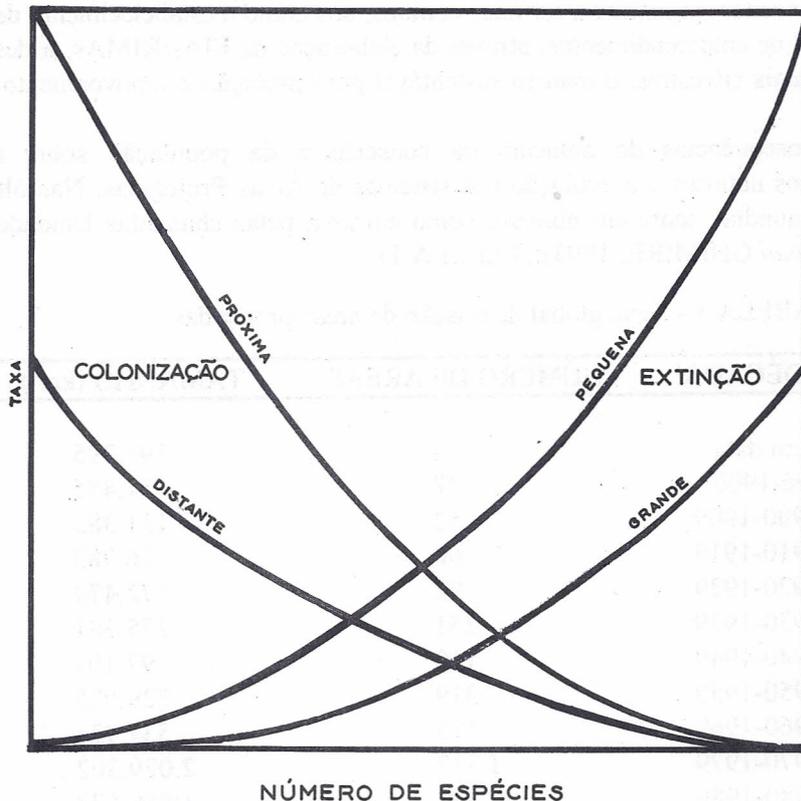


FIGURA 1 - Modelo da teoria de Biogeografia de Ilhas mostrando que onde as curvas das taxas de extinção e colonização se encontram há um equilíbrio que determina o número de espécies de uma determinada área. As quatro curvas se referem às interações formadas pelas variáveis: distância da fonte colonizadora e tamanho da área. (Fonte: WILCOX, 1980)

WILLIS (1984) foi o primeiro a sugerir a aplicação desta teoria, em 1971, visando a conservação de espécies e o “design” de reservas. A partir desta proposição surge, na história da ciência da conservação, a discussão sobre Grandes e Poucas Ou Pequenas e Muitas (SLOSS) reservas naturais.

WILSON & WILLIS (1975) argumentam que a teoria de Biogeografia de Ilhas dita que grandes e poucos refúgios são preferíveis ao grupo de pequenas e muitas reservas de mesma área total, pois maximizariam o número de espécies protegidas.

Apesar de vários estudos colocarem a eficiência da teoria de Biogeografia de Ilhas para a conservação de espécies, e a delimitação de reservas, diversos outros estudos, como os de SOULÉ *et al.* (1979) e o de WILCOX (1980) indicam que a tendência à extinção de espécies, mesmo em grandes refúgios, é alta, e que a recomendação de grandes refúgios, por esta teoria, seria uma proposição testada e não uma consequência direta.

Quanto ao formato da reserva, WILSON & WILLIS (op. cit.) colocam que a forma circular deve ser adotada na criação de reservas. DIAMONT (1975) e DIAMONT & MAY (1976) também sugerem este formato.

Esta afirmação advém do que foi chamado como “Efeito Península”, onde foi observado que penínsulas sempre têm menos espécies que áreas de igual tamanho, e, segundo WILLIS (1984), que sua riqueza diminui da base para o topo. Com isso a forma circular, a qual obviamente não apresenta penínsulas em seu perímetro, possuiria maior riqueza de espécies.

Outra teoria em Ecologia que pode ser usada para determinar os limites e o formato das Unidades de Conservação é conhecida como “Efeito de Borda”. Este “Efeito”, definido por CANDIDO JUNIOR (1991) como modificador da estrutura das comunidades no local onde dois ecossistemas díspares se encontram, constitui-se de uma faixa variável e que possui tendência à maior variedade e densidade de organismos. Este “Efeito” têm sido um argumento utilizado por autores, tais como SIMBERLOF (1988), para a delimitação de grandes e poucas reservas e de formato circular, pois haveria nestas Unidades a diminuição deste efeito e conseqüente aumento da área efetiva de proteção das espécies para às quais foram criadas as reservas. Há autores, como CANDIDO JUNIOR (1993) que colocam que o “efeito de borda” só aconteceria em ambientes temperados, não funcionando em áreas tropicais, o que implicaria na não necessidade de utilização desta teoria na criação de reservas nos trópicos.

A utilização de “Corredores Naturais ou Artificiais”, foi sugerida por WILSON & WILLIS (1975), como consequência direta da teoria de Biogeografia de Ilhas, principalmente para ligação de pequenos refúgios. Estes Corredores aumentariam ou manteriam a riqueza específica e a diversidade, aumentariam o tamanho populacional, permitiriam o restabelecimento de espécies extintas no local, diminuiriam o endocruzamento populacional e manteriam a variação genética dentre as populações. Vários trabalhos demonstram sua validade no aumento da imigração e diminuição da extinção de espécies, por exemplo MacCLINTOCK *et al.* (1977).

Apesar destas vantagens apresentadas, diversos autores como SIMBERLOF & COX (1987) e NOSS (1987), colocam o alto custo da manutenção destes corredores e possíveis invasões de espécies nas reservas, além da facilidade de acesso de caçadores e madeiros. LINDENMAYER & NIX (1993) colocam também que a elaboração de uma rede de corredores deve ser realizada dependendo dos habitats dos animais a serem protegidos e do grau que a paisagem circundante está alterada. NEWMARK (1993) salienta ainda que, o sucesso para o estabelecimento de corredores é dependente do comprimento e da largura dos mesmos, apesar da determinação ser empírica.

O conhecimento da “População Mínima Viável”, número com o qual, segundo WILCOX (1980), evita-se o endocruzamento da população e assegura-se a reprodução desta, é de grande valia para a determinação do tamanho das Unidades de Conservação, pois segundo EHRLICH & EHRLICH (1992) deve-se conservar a maior área possível visando a não depreciação genética da diversidade.

Há autores, como BERRY (1971) e FRANKLIN (1980) que colocam como 50 o número mínimo necessário para que não ocorra endocruzamento na população, mas há outros, como SIMBERLOF (1986) que colocam como 500 indivíduos. Estes números são teóricos e por isso contestados, necessitando-se de trabalhos

para sua confirmação (SANTOS FILHO, 1995). A utilização de modelos matemáticos seria a solução para a determinação destes números, segundo HARRIS *et al.* (1987).

Uma das maiores preocupações conservacionistas dos cientistas é a diversidade de espécies, e a necessidade de se conservar o maior número possível delas. Porém é difícil conseguir a preservação de todas as espécies e uma das soluções pertinentes pode ser a escolha de “espécies-chave”. Este conceito, muito difundido na ciência Ecologia, refere-se àquelas espécies que apresentam um papel fundamental nos ecossistemas e cuja extinção acarretaria mudanças negativas em toda a comunidade. Através de Programas de Conservação destas, haveria uma efetiva conservação das comunidades a elas interligadas.

Além das espécies-chave, há segundo NOSS (1990), quatro categorias de espécies que podem demandar esforços especiais para a conservação:

- i) Indicadoras - espécies sensíveis que indicam a saúde dos ecossistemas;
- ii) “Guarda-chuvas” - espécies que necessitam de grandes áreas;
- iii) Símbolos - espécies carismáticas que incentivam iniciativas de conservação;
- iv) Vulneráveis - espécies raras, com baixa variação genética, baixa taxa de fecundidade e sujeitas à extinção pelas atividades humanas.

Uma teoria que vem ganhando peso na determinação de áreas para criação de reservas, devido à possibilidade de conservação de uma ampla gama de espécies é a “Teoria dos Refúgios”. Esta teoria, segundo HAFFER (1982), admite que dentro de sistemas “homogêneos” existam bolsões de diversidade, devido à vários fatores, tornando-os centro de dispersão de diversas espécies.

Segundo AB’SABER (1990) há evidências de fragmentação, insularização e coalescência em todos os domínios morfoclimáticos brasileiros, devido aos ciclos paleoclimáticos, gerando portanto estes bolsões de diversidade em áreas, hoje, mais homogêneas. Estas áreas seriam portanto de grande valia para uma maior efetividade da conservação da biodiversidade. PÁDUA & QUINTÃO (1982), para proporem Unidades de Conservação na Amazônia brasileira usaram, dentre outras teorias, os refúgios do pleistoceno. BROWN (1978), apesar de questionar a utilização única de refúgios, visando a delimitação, propõe seu uso inicial para posteriores confirmações em campo, inclusive retirando áreas impróprias, caso sejam comprovadas sua pouca efetividade para a conservação.

Os estudos que levam em conta diversos aspectos construtores e formadores da paisagem, como a existência de rios, tipos e associações de vegetação e suas alterações antrópicas, denominados Ecologia da Paisagem, podem contribuir para a determinação das áreas de conservação. NOSS (1990) argumenta que, por exemplo, as características da paisagem tais como o tamanho das manchas, heterogeneidade, relações perímetro-área e conectividade podem ser controladoras da composição, abundância e viabilidade populacional de espécies sensíveis. O grau de alteração destas paisagens também contribuem para a viabilidade destas populações (LINDENMAYER & NIX, 1993). NOSS (1983) define alguns métodos para aumentar a diversidade nas diversas escalas da paisagem. Estas escalas, representadas pela diversidade alfa, dentro do mesmo habitat, diversidade beta, dentre os habitats, e diversidade gama, escala regional (manchas ou “patches”), quando manejadas corretamente podem incrementar tanto a diversidade local, como os usos humanos. Algumas desvantagens também são identificadas pelo autor, sugerindo cuidados na implementação destes métodos.

DASMANN (1972), utilizando-se da escala de paisagens, determinou os locais para a criação de parques e reservas no mundo, apesar de propor aumento das informações por ecólogos e biogeógrafos quanto à implantação destas áreas.

Um conceito unificador para o planejamento espacial, o qual deve ser levado em consideração para a delimitação de Unidades de Conservação, é o de Bacias Hidrográficas. CAMARGO *et al.* (1994) mostram que os efeitos sofridos nas áreas de nascentes refletem por toda a bacia hidrográfica, o que indica que seu comportamento é de uma unidade. Diante do exposto acima, acredita-se que, se as áreas fossem delimitadas considerando-se o funcionamento das Bacias Hidrográficas, diversos problemas seriam solucionados ou ao menos amenizados CAVALHEIRO *et al.* (1990).

### 3 DISCUSSÃO

Vários trabalhos citam os métodos usados para a delimitação de áreas a serem conservadas no Brasil (PÁDUA & QUINTÃO, 1982; MUEHE *et al.*, 1989; AYRES *et al.*, 1991), entretanto, estes métodos são pouco utilizados, pois existem outros interesses na criação e delimitação destas Unidades de Conservação, incluindo interesses estratégicos, militares e econômicos.

Diversos exemplos brasileiros podem ser avaliados e discutidos usando-se as teorias expostas acima; tais como:

O Parque Estadual de Campos do Jordão possui uma pequena população de onças (*Panthera onca*), as quais estão caçando fora dos limites do Parque, devido à pequena área de seu habitat preservado por esta Unidade. Este fato comprova a pequena área destinada a este carnívoro de topo de cadeia alimentar (espécie guarda-chuva), o qual necessita de grandes áreas para se alimentar e reproduzir.

O Parque Nacional das Emas (GO), foi originalmente, delimitado para proteger as nascentes do Rio Araguaia, porém, por motivos políticos, estas foram retiradas da área atual da Unidade (Com. Pess. Ex-Diretor A. Malheiros), inviabilizando seu funcionamento como uma unidade espacial.

O Parque Estadual de Vassununga (SP), é formado por diversas glebas, separadas por plantações de cana-de-açúcar, o que cria um grande “Efeito de Borda” sua área. De acordo com alguns autores portanto haveria uma pequena área destinada à conservação de espécies da mata mesófila semi-decídua local, devido à presença de espécies adaptadas à borda.

Já o Parque Estadual de Jacupiranga (SP), possui sua forma com vários prolongamentos, o que deve diminuir, pelo “Efeito Península” sua diversidade específica nestas áreas.

Diversas espécies de nossa fauna e flora se enquadram nas categorias propostas por NOSS, (op cit.), como por exemplo o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) como uma espécie vulnerável, a onça (*Panthera onca*) como espécie “guarda-chuva”, o pinheiro do paraná (*Araucaria angustifolia*) como uma espécie-chave e o mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) como espécie símbolo. Estas espécies deveriam ser utilizadas para demandar esforços na arrecadação de verbas para a conservação

Devido a ampla variedade de formas e tamanhos de nossas Unidades, há a possibilidade de se estudar e verificar a aplicabilidade destas teorias, acima comentadas, em diversas áreas de nosso País, tais como:

A teoria do “Tamanho Mínimo Viável da População” pode ser testada, tanto com as populações de mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*), do Parque Estadual do Morro do Diabo, como com o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), da Reserva Biológica do Poço das Antas (RJ), podendo-se delimitar o tamanho necessário de suas áreas efetivas de conservação, através de sua distribuição espacial na floresta atlântica.

A Teoria de Biogeografia de Ilhas pode ser estudada comparando-se o Parque Estadual de Vassununga (SP), o qual possui várias glebas pequenas, com o Parque Estadual de Porto Ferreira (SP), com gleba única, haja visto que são áreas próximas e que possuem formações vegetais e habitats similares. Nestas áreas podem, também, ser comparados estudos sobre o Efeito de Borda.

O Efeito Península pode ser estudado nos prolongamentos do Parque Estadual de Jacupiranga (SP), comparando-o com o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR - SP).

A utilização de Corredores para as espécies pode ser estudado ligando-se áreas próximas, como o Parque Estadual de Campos do Jordão (SP) e Parque Estadual de Mananciais de Campos do Jordão (SP), cuja distância é aproximadamente de 10 km. Já os estudos em corredores naturais pode ser realizado entre o Parque Estadual de Carlos Botelho (SP), e o PETAR (SP), via Parque Intervales (SP).

A Ecologia Teórica e os conceitos ligados à Ecologia, possuem grande importância no planejamento de Unidades de Conservação. Vários foram os trabalhos realizados que relacionam a utilização de teorias e conceitos em Ecologia com o planejamento destas Unidades (ver USHER, 1986 e UICN, 1986).

Acredito que o uso futuro de modelos matemáticos e estatísticos terão que ser incorporados ao rol de ferramentas utilizadas para a determinação de áreas a serem preservadas, tais como os trabalhos de GAME (1980), GIVEN & NORTON (1993) e SAETERSDAL & BIRKS (1993).

#### 4 AGRADECIMENTOS

Este trabalho faz parte de uma monografia apresentada ao Programa de Pós-graduações em Ciências da Engenharia Ambiental CRHCA - USP/São Carlos, junto à disciplina de Ecologia Teórica, ministrada pelo Prof. Titular José Galizia Tundisi, ao qual agradeço pelas oportunidades dadas.

Agradeço também ao Mestre Luís Maurício Bini pelas sugestões, discussões e trabalhos cedidos para a conclusão deste, à Prof. Dra. Maria Inez Pagani pela elaboração do Abstract e sugestões pertinentes e à Ecóloga Maria Eugênia Bruck de Moraes pelas correções no texto.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. N. 1990. Paleoclimas quaternários e pré-história da América tropical I. *Rev. Bras. Biol.*, Rio de Janeiro, 50(4):805-820.
- AYRES, J. M; BODMER, R. E. & MITTERMER, R. A. 1991. Financial considerations of reserve design in countries with primate diversity. *Conservation Biology*, Brunswick, 5:109-114.
- BERRY, R. J. 1971. Conservation aspect of the genetical constitution of population. In: DUFFEY, E. & WATT, A. S. *The scientific management of animal and plant communities for conservation*. Oxford, Blackwell. p. 177-206.
- BROWN Jr., K. S. 1978. Centros de evolução, refúgios quaternários e conservação de patrimônios genéticos na região neotropical: padrões de diferenciação em Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae). *Acta Amazônica*, Manaus, 7(1):75-137.
- CAMARGO, A. F. M. *et al.* 1995. Influencia de la fisiografía y de las actividades humanas en las características limnológicas de ríos del litoral sur paulista - Brasil. *Tankay*, San Miguel Tucuman, 1(1994):275-276.
- CANDIDO JUNIOR, J. F. 1991. *Análise do efeito de borda mata/canavial sobre a composição da avifauna em mata residual em Rio Claro - SP*. Rio Claro, UNESP-IB. 187p. (Dissertação de Mestrado)
- \_\_\_\_\_. 1993. The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. *Ciência & Cultura*, São Paulo, 45(2):100-103.
- CAVALHEIRO, F. *et al.* 1990. Propostas preliminares referentes ao plano de zoneamento e manejo da Estação Ecológica do Jataí. *Acta Limnol. Brasil*, São Carlos, 3(2):951-968.
- CIFUENTES, M. 1992. *Determinacion de capacidad de carga turística em áreas protegidas*. Turrialba, CATIE. 28p. (Série Técnica. Informe Técnico, 194)
- DASMANN, R. F. 1972. Towards a system for classifying natural regions of the world and their representation by national parks and reserves. *Biological Conservation*, Barking, 4(4):247-255.
- DIAMONT, J. M. 1975. The island dilemma: lesson from modern biogeographic studies for design of natural reserves. *Biological Conservation*, Barking, 7:129-146.
- DIAMONT, J. M. & MAY, R. M. 1976. Island biogeography and the design of nature reserves. In: MAY, R. M. *Theoretical ecology*. Philadelphia, Saunders. p. 163-186.
- EHRlich, P. R & EHRlich, A. H. 1992. The value of biodiversity. *Ambio*, Stockholm, 21(3):219-226.
- FRANKLIN, I. R. 1980. Evolutionary changes in small population. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, R. A. *Conservation biology - An evolutionary - ecological perspective*. Massachusetts, Sunderland. p. 135-149.
- GAME, M. 1980. Best shape for nature reserves. *Nature*, London, 287:630-631.
- GHIMIRE, K. 1993. *Parques e populações: problemas de sobrevivência no manejo de Parques Nacionais na Tailândia e Madagascar*. São Paulo, NUPAUB/CEMAR. 96p. (Série Documentos e Relatórios de Pesquisa, 3)
- GIVEN, D. R. & NORTON, D. A. 1993. A multivariate approach to assessing threat and for priority setting in threatened species conservation. *Biological Conservation*, Barking, 64:57-66.

- HAFER, J. 1982. General aspects of the refuge theory. In: PRANCE, G. T. *Biological diversification in the tropics*. New York, Columbia Univ. Press. p. 6-24.
- HANAZAKI, N. & PAGANI, M. I. 1993. Subsídios para a elaboração de um programa de uso público para o Horto Florestal "Navarro de Andrade" (Rio Claro - SP). In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1 / CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7, Curitiba - PR, set. 19-24, 1993. *Anais...* São Paulo, SBS/SBEF. p. 78-81. v. 1
- HARRIS, R. B.; MAGUIRE, L. A. & SHAFFER, M. L. 1987. Sample sizes for minimum viable population estimation. *Conservation Biology*, Brunswick, 1(1):72-76.
- LIDENMAYER D. B. & NIX, H. A. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, Brunswick, 7(3):627-631.
- MacARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press. 203 p.
- MacCLINTOCK, L.; WHITCOMB, R. B. & WHITCOMB, B. 1977. Island biogeography and "habitat island" of eastern forest. II. Evidence for the value of corridors and minimization of isolation in preservation of biotic diversity. *Amer. Birds*, Chicago, 31:6-16.
- MUEHE, D.; TENENBAUN, D. R. & SZECHY, M. T. M. 1989. Tourism versus conservation in Fernando de Noronha island, Brasil. In: NEVES, C. *Coastlines of Brasil*. Rio de Janeiro, Ed. UFRJ. p. 218-229.
- NEWMARK, W. D. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio*, Stockholm, 22(8):500-504.
- NOSS, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, Washington, 33(11):700-706.
- \_\_\_\_\_. 1987. Corridors in real landscape; a reply to Simberlof and Cox. *Conservation Biology*, Brunswick, 1(2):159-164.
- \_\_\_\_\_. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, Brunswick, 4(4):355-364.
- PÁDUA, M. T. J. & QUINTÃO, A. T. B. 1982. Parks and biological reserves in the Brazilian amazon. *Ambio*, Stockholm, 11(5):309-314.
- PIANKA, E. R. 1982. *Ecologia evolutiva*. Barcelona, Ediciones Omega. 365p.
- SAETERSDAL, M. & BIRKS, H. J. B. 1993. Assessing the representativeness of nature reserves using multivariate analysis: vascular plants and breeding birds in deciduous forests, Western Norway. *Biological Conservation*, Barking, 65:121-132.
- SANTOS FILHO, P. S. 1995. Fragmentação de habitats; implicações para a conservação *in situ*. In: ESTEVES, F.A. (ed.) *Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas*. *Oecologia Brasiliensis*. Rio de Janeiro, Ed. UFRJ. p. 365-394. v. 1.
- SIMBERLOF, D. 1986. Design nature reserves. In: USHER, M. B. *Wildlife conservation evaluation*. Gland, UICN. p. 315-337.
- \_\_\_\_\_. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, New York, 19:473-511.
- SIMBERLOF, D. & ABELE, L. G. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, Washington, 191:285-286.
- SIMBERLOF, D. & COX, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, Brunswick, 1(1):63-72.
- SOULÉ, M. E.; WILCOX, B. A. & HOLTBY, C. 1979. Benign neglect: a model of faunal collapse in the game reserves of East Africa. *Biological Conservation*, Barking, 15:259-272.
- UICN. 1986. *Managing protected areas in the tropics*. MacKINNON, J. et al. (coord.) Gland, UICN. 295p.
- USHER, M. 1986. *Wildlife conservation evaluation*. Cambridge, Chapman and Hall Ltd. 394p.
- WILCOX, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, R. A. *Conservation biology - An evolutionary - ecological perspectives*. Massachusetts, Sunderland. p. 95-118.

SCHIAVETTI, A. O papel da Ecologia Teórica na delimitação de Unidades de Conservação.

WILLIS, E. O. 1984. Conservation, subdivision of reserve, and the anti-dismemberment hypothesis. *Oikos*, Copenhagen, 42:396-398.

WILSON, E. O. & WILLIS, E. O. 1975. Applied biogeography. In: CODY, M. L. & DIAMOND, J. M. *Ecology and evolution of communities*. Massachusetts, Harvard University Press, p. 522-534.