

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU**

**ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA AVALIAÇÃO DA IDONEIDADE DE
REDES ECOLÓGICAS, COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO
TERRITORIAL.**

CHRISTIAN TRAFICANTE

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Campus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em
Agronomia, Irrigação e Drenagem

**BOTUCATU-SP
Novembro - 2007**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU**

**ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA AVALIAÇÃO DA IDONEIDADE DE
REDES ECOLÓGICAS, COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO
TERRITORIAL.**

CHRISTIAN TRAFICANTE

Orientadora: Célia Regina Lopes Zimback

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da Unesp - Campus de Botucatu,
para obtenção do título de Doutor em
Agronomia, Irrigação e Drenagem

**BOTUCATU-SP
Novembro - 2007**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

T764e Traficante, Christian, 1975-
Ecologia da paisagem para avaliação da idoneidade de redes ecológicas, como subsídio ao planejamento territorial / Christian Traficante. - Botucatu : [s.n.], 2007. 136 f. : il. (algumas color.), gráfs., mapas

Tese (Doutorado) -Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2007
Orientador: Célia Regina Lopes Zimback
Inclui bibliografia

1. Corredor verde. 2. Conservação da natureza. 3. Diversidade biológica. 4. Processo decisório por critério múltiplo. 5. Paisagem - Proteção. I. Zimback, Célia Regina Lopes. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônomicas. III. Título.

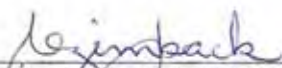
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA AVALIAÇÃO DA IDONEIDADE DE REDES ECOLÓGICAS COMO SUBSÍDIO PARA O PLANEJAMENTO TERRITORIAL.

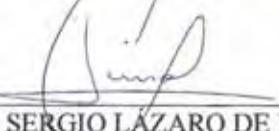
ALUNO: CHRISTIAN TRAFICANTE

ORIENTADORA: PROFª DRª CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK

Aprovado pela Comissão Examinadora



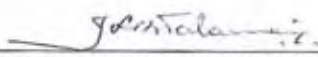
PROFª DRª CÉLIA REGINA LOPES ZIMBACK



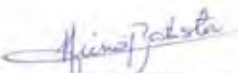
PROF. DR. SERGIO LÁZARO DE LIMA



PROFª DRª NORMA REGINA TRUPPEL CONSTANTINO



PROFª DRª JANDIRA LIRIA BISCALCHINI TALAMONI



PROFª DRª IVANÁ FÚRIO BATISTA

Data da Realização: 29 de novembro de 2007.

SÚMARIO

	Página
1. RESUMO	1
2. SUMMARY	3
3. INTRODUÇÃO	5
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
4.1. Redes Ecológicas.....	8
4.1.1. Evolução do conceito de redes ecológicas.....	8
4.1.2. Tipologias de redes ecológicas.....	10
4.1.3. Escala de análise para o projeto de redes ecológicas.....	11
4.2. Inovações tecnológicas e científicas.....	12
4.2.1. Ecologia da Paisagem.....	12
4.2.2. Métricas da Paisagem.....	13
4.2.3. Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informações Geográficas e Ecologia da Paisagem.....	16
4.2.4. Instrumentos e métodos analíticos.....	17
4.2.4.1. Análise de idoneidade e avaliação multicriterial.....	17
4.2.4.2. Seleção dos critérios.....	18
4.2.4.3. Avaliação quantitativa segundo a Ecologia da Paisagem.....	19
 CAPÍTULO I – ANÁLISE DA CAPACIDADE DE USO DA TERRA COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DO TERRITÓRIO. APLICAÇÃO NAS TERRAS DO MUNICÍPIO DE AGUDOS, SP.	 21
 CAPÍTULO II – REDES ECOLÓGICAS – A QUESTÃO DOS BIÓTOPOS NO PLANEJAMENTO DA PAISAGEM.	 53

CAPÍTULO III – O SISTEMA VERDE E AS REDES ECOLÓGICAS: O TRIÂNGULO AGUDOS – BAURU – PIRATININGA.	77
CAPÍTULO IV – ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA A AVALIAÇÃO DO PLANEJAMENTO DE REDES ECOLÓGICAS.	102
5. CONCLUSÕES.....	128
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	130

1. RESUMO

O presente trabalho descreveu uma metodologia para o projeto de redes ecológicas na escala territorial, como instrumento de planejamento territorial e urbano que, sob o paradigma da sustentabilidade, pode representar um meio para atenuar o fenômeno da fragmentação dos habitats naturais. Com esta finalidade a metodologia foi aplicada ao triângulo constituído pelos municípios de Agudos – Bauru – Piratininga no estado de São Paulo, Brasil, para dar suporte aos trabalhos de elaboração do Plano Diretor Participativo do Município de Agudos. A caracterização da área foi desenvolvida para evidenciar as reais potencialidades do território, em termos de idoneidade das áreas com maior propensão a hospedar os corredores verdes da rede ecológica. A idoneidade foi determinada através de uma análise multicriterial utilizando o método da Combinação Linear dos Pesos (WLC). Um conjunto de informações ambientais e físicas sobre a área de estudo foi extraído das análises pedológicas, desenvolvidas para a determinação da capacidade de uso. Estas informações foram reinterpretadas e complementadas por dados relativos à conservação da biodiversidade e à preservação do sistema verde e avaliadas com o método WLC. Com base no mapa de idoneidade, foram individualizados os traçados ideais, segundo uma lógica de menor custo, para a instauração de uma série de corredores verdes, que pudessem cumprir a função de conexão entre os pontos nodais da rede ecológica. Os pontos nodais foram escolhidos de modo

a privilegiar as áreas verdes que contenham áreas nucleares e o eixo fluvial do Rio Batalha, principal rio da região. Sugeriu-se uma avaliação dos resultados segundo os princípios da ecologia da paisagem, confrontando os cenários projetuais de redes ecológicas (paisagens modificadas – PM) com o cenário zero (isto é, como a paisagem atual – PA). Desta forma, a comparação foi avaliada quanto à redução da fragmentação e, assim, de incremento da conectividade, expresso através das métricas da paisagem no nível do fragmento, das categorias de ocupação e da paisagem como um todo. Os resultados mostraram como a introdução da rede ecológica apresenta um incremento da conectividade entre os fragmentos de vegetação natural e das matas ciliares. Além disso, pôde constituir um vetor de transporte alternativo e uma área de atividades eco-compatíveis, de forma integrada às infra-estruturas e aos serviços presentes no território: campus, zoológico, águas quentes, etc. Enfim, os corredores ecológicos desenvolvem uma importante função de preservação dos recursos hídricos, aumentando a área *buffer* e diminuindo, desta forma, as pressões causadas pela poluição e assoreamento, especialmente para o Rio Batalha ao longo do qual o projeto se desenvolve.

PALAVRAS-CHAVE: fragmentação dos habitats naturais, corredor ecológico, análise multicriterial.

LANDSCAPE ECOLOGY FOR SUITABILITY EVALUATION FOR ECOLOGICAL NETWORK TO SUPPORT LAND PLANNING. Botucatu, 2007. 138p. Tese (Doutorado em Agronomia/Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: Christian Traficante

Adviser: Célia Regina Lopes Zimback

2. SUMMARY

This work described a methodology to design ecological networks for a territorial scale, as an instrument for territorial and urban planning. Under the sustainability paradigm, it represented a means to mitigate the phenomenon of habitat fragmentation. Therefore, the methodology was applied to the triangle of the municipalities of Agudos – Bauru – Piratininga, in San Paolo State, Brazil, in order to support the ongoing work for the Participatory Plan for the municipality of Agudos. The area characterization was carried out highlighting the real capabilities of the territory in terms of suitability for the implantation of green corridors for ecological networks. Suitability analysis is determined by a multicriteria evaluation with weighted linear combination method (WLC). A set of environmental and physical information about the study area was derived from pedology investigations developed during the land use capability stage. This information were reconsidered and completed to take into account the biodiversity conservation issue and the green system preservation issue, and later evaluated by the WLC method. Over the suitability map, the best paths for the ecological network were identified through a least cost method in order to interconnect the nodal point of the network, that means, ecological valuable patches with core area and fluvial strips near Batalha River, the most important river in the region. The assessment of the ecological network proposals is based on the landscape ecological principals, by comparing the actual landscape and the modified landscapes. Thus, the outcomes are expressed in terms of

fragmentation reduction and improved connectivity among the natural vegetation patches, by using landscape metrics at patch level, class level and landscape level. The findings revealed that the introduction of ecological network implies an increase of connectivity among the natural vegetation and riparian patches and it represents a vector for alternative transportation and an area for eco-compatible activities, in an integrated way with the actual infrastructure and services: university campus, zoo, thermal waters, etc. Besides, ecological networks developed an important function of preservation for hydrological resources, by increasing the buffer areas and decreasing, this way, the pressures from pollution and debris flow, especially along the Batalha River, which was the spine of the proposed projects.

KEYWORDS: habitat fragmentation, ecological network, multicriteria evaluation.

3. INTRODUÇÃO

Para orientar a escolha da política vigente em favor do desenvolvimento sustentável, dois aspectos têm sido fundamentais para a discussão e definição de instrumentos utilizados no planejamento territorial: os movimentos conservacionistas e as dinâmicas de crescimento da cidade contemporânea. Os movimentos conservacionistas têm trazido a tona temas sobre a salvaguarda e preservação dos recursos naturais e sobre a manutenção da diversidade biológica, em escala nacional e regional. Por outro lado, as dinâmicas de uso e ocupação do solo da cidade contemporânea têm levantado novas problemáticas, que abrangem a inteira escala territorial, espalhando e disseminando atividades e serviços, usos e consumos, vias e meios de transporte e de comunicação em uma dimensão maior do que aquela constituída nos limites da cidade tradicional. Esta forma de consumo do solo provoca um fenômeno de desagregação em manchas menores do sistema de vegetação natural, conhecido com a acepção de “fragmentação e perda dos habitats naturais”, que é indicado como a maior ameaça à funcionalidade ecossistêmica. A degradação dos ecossistemas, a perda da dimensão e da estrutura dos habitats naturais, as alterações do ciclo hidrológico e as perdas do solo são alguns dos efeitos ligados à fragmentação do território. De particular relevância é a influência da fragmentação sobre o patrimônio biogenético da fauna e da flora, que pode ser radicalmente alterado com graves perdas de biodiversidade, sobretudo nas latitudes tropicais, onde as espécies são mais especializadas e, portanto, ecologicamente sensíveis.

Neste panorama, a conectividade física e funcional constitui um dos mais importantes atributos da paisagem para a dispersão e persistência de populações de espécies espacialmente estruturadas, e para a manutenção de fluxos de matéria e energia associados às dinâmicas biofísicas (por exemplo, a ação hidrológica e suas funções de depuração e de regeneração ambiental).

A fim de promover a restauração da conectividade, a pesquisa indagou sobre as redes ecológicas como instrumento do planejamento do território. O trabalho nasceu internamente às discussões e dos estudos elaborados para o Plano Diretor Participativo do Município de Agudos, SP, Brasil, para o qual foi proposto um estudo de determinação da capacidade de uso do solo como instrumento de suporte ao planejamento ambiental. Neste contexto, partiu-se para o entendimento da problemática na sua mais ampla complexidade, representada pela discussão do território contemporâneo. Logo, o que poderia ser uma pesquisa endereçada a subsidiar orientações para o sistema produtivo do município, constituiu-se em um instrumento capaz de abarcar as problemáticas ambientais mais complexas, na acepção mais ampla do termo, isto é, onde o homem e suas atividades têm espaço próprio dentro do meio ambiente. Para tal finalidade, ampliou-se o panorama da análise, complementando o banco de dados, formado durante as análises pedológicas, com elementos relativos ao sistema vegetativo e animal. De fato, as análises do solo, conduzidas para determinar a capacidade de uso da terra, são indispensáveis para uma clara compreensão da realidade física e para uma gestão sustentável do território, porém, quase sempre deixam de lado os fenômenos que agem sobre a vegetação natural.

Com o objetivo de superar o limite desta abordagem e de promover a restauração da conectividade, a pesquisa desenvolveu um método que embasa o projeto de redes ecológicas. Através deste instrumento, as manchas de vegetação natural ficarão mais interconexas, o fluxo de detritos e nutrientes será mais contido, diminuindo o depauperamento do solo e dos cursos d'água.

Este instrumento de planejamento está em sintonia com o método onde se privilegiam as intervenções de conservação de habitats interconectados mais do que de manchas isoladas, e cumpre não somente a tarefa de criar ambientes ecologicamente mais estáveis, mas também de fornecer possibilidade de agregação social.

O projeto de redes ecológicas abrange áreas que se expandem necessariamente além dos limites administrativos de cada município e requer, portanto, uma dilatação da escala de investigação, de modo que seja significativa e, em outras palavras, representativa da paisagem, constituindo-se referência para todo o território.

Desta forma, a escala territorial da paisagem representou o âmbito de contextualização mais adequado para a análise, onde foi possível reconhecer as diversas realidades (sociais, econômicas, ecossistêmicas, de uso e ocupação, de criticidade e potencialidade) que estão espacialmente distribuídas e que devem ser investigadas e compreendidas. Foi possível quantificar os efeitos destas formas de uso sobre o sistema de vegetação natural através de indicadores e métodos de avaliação multicriterial.

Em função do exposto, o objetivo geral da pesquisa foi a definição de uma metodologia analítica para o estudo do território e da paisagem como suporte ao planejamento ambiental, com enfoque no desenvolvimento do sistema verde, através da valorização e elaboração de projetos sustentáveis de redes ecológicas para centros de médio e pequeno porte. Os objetivos específicos foram: evidenciar as funções do sistema ambiental na escala territorial, em particular da área verde; desenvolver propostas de redes ecológicas na forma de cenários, que sejam de fácil compreensão e quantitativamente confrontáveis com relação à escala de valores selecionada.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Redes Ecológicas

4.1.1. Evolução do conceito de redes ecológicas

A literatura relata como a acepção de rede ecológica tem assumido significados diversos em áreas diferentes (MALCEVSCHI, 2001 e REGGIANI et al., 2001 apud BATTISTI, 2004). Em uma chave de leitura ecológica, a rede constitui-se de um sistema interconexo de unidades ecossistêmicas para a conservação da biodiversidade em todos os níveis ecológicos. Em uma chave de leitura de política ambiental, é definida como modelo para construir um conjunto de áreas protegidas dentro de um sistema de infra-estruturas e serviços. Enfim, em uma chave urbanístico-territorial, a rede ecológica pode ser lida como um “cenário ecossistêmico polivalente” (MALCEVSCHI, 2001). Em outras palavras, tal conceito é usado para definir destinações e usos do território que levem em conta componentes naturais e antrópicos e suas interações. Portanto, as redes ecológicas visam a realizar um sistema integrado de áreas sobre as quais possam se efetuar ações de conservação e valorização dos recursos naturais e culturais e de promoção dos processos de desenvolvimento sócio-econômico locais (BATTISTI, 2004).

Estas linhas de pensamento nortearam várias experiências de implementação das redes ecológicas, entre elas pode-se citar a implementação de corredores ecológicos nos EUA, que visava promover, sobretudo, a dinâmica das espécies e a função recreativa (FÁBOS, 2004). Já na Europa Oriental, as redes ecológicas sustentavam conceitos de ecoestabilização e de áreas de compensação ecológica, integrando-se com a geomorfologia,

hidrologia e climatologia (JONGMAN et al., 2004; OPDAM, 2002 apud LARANJEIRA e TELES, 2005).

Os primeiros exemplos de projeto de redes ecológicas remontam às experiências conduzidas por Calvert Vaux e Frederick Law Olmsted em New York, Buffalo, Chicago, Boston entre os anos de 1858 e 1887; Ebenezer Howard na Inglaterra (1898); Benton MacKaye em Maine e Georgia (1920); H. W. S. Cleveland em Mineápolis e St. Paul, Charles Eliot em Boston e Jeans Jensen em Chicago (1890-1920). A partir de 1920, destacou-se Robert Moses, como sendo a pessoa que mais construiu parques e parkways nos Estados Unidos (LITTLE, 1990 apud GIORDANO, 2004). De grande importância na concepção do projeto ambiental foi o texto de McHarg (*Design with Nature*, 1969) trazendo a tona considerações de caráter ecológico.

Uma revisão das experiências nas escalas local, regional e nacional está disponível na literatura especializada, onde são citados casos de projeto de corredores para o movimento animal e humano: experiências projetuais, sobretudo de casos norte-americanos, são reportadas por Little (1990), Ahern (1991), Flink e Searns (1993), Walmsley (1995), Mazzotti e Morgenstern (1997), Quayle e Lieck (1997) e Flores et al. (1998); enquanto experiências européias foram referidas por Jongman et al. (2004). Uma revisão importante de projetos na escala local, realizados em Singapura, Canadá e USA foi feita por Francis et al., (1984), McCormick (1992), Pedersen (1999), Meeus (2000), Foo (2001), Jim e Chen (2003). Segundo Frischenbruder e Pellegrino (2006), no Brasil, historicamente, os primeiros passos no campo do planejamento dos espaços abertos remontam essencialmente às questões de engenharia sanitária para as cidades do Rio de Janeiro, Petrópolis (RJ), Santos (SP), Londrina (PR), Maringá (PR), Goiânia (GO), São José do Rio Preto (SP) e Brasília (DF).

Todas estas experiências sublinharam que a função conectiva é o aspecto mais peculiar das redes ecológicas, as quais permitem a dispersão das espécies animais e vegetais, o normal desenvolvimento dos processos biológicos, a criação de ambientes naturais menos expostos à distúrbios externos, a manutenção de habitat e de biodiversidade, diminuindo os riscos relativos à progressiva insularização das manchas de vegetação natural (LARANJEIRA e TELES, 2005; MASON et al., 2006).

4.1.2. Tipologias de redes ecológicas

O desenvolvimento e implementação em escala regional de vários tipos de redes ecológicas tornam-se fundamentais para o planeamento ambiental do território, devido a sua capacidade de restituir a conectividade dos fragmentos vegetais (LARANJEIRA e TELES, 2005). O conceito de rede ecológica constitui-se de quatro elementos: *core areas* ou zona de elevada pureza natural; *buffer zones*, ou áreas tampão, que atenuam os impactos dos distúrbios que agem ao longo das bordas das áreas naturais; *ecological corridors* e *stepping stones*, elementos de carácter linear ou localizado, que permitem interconexões entre diversas *core areas* e, assim, a dispersão e a migração das espécies; *nature restoration areas*, áreas de reabilitação dos habitats e de consolidação e expansão dos nós existentes (NUCCI, 2004).

De modo geral, os projetos de redes ecológicas podem ser classificados em termos das várias configurações adotadas para o planeamento dos espaços abertos, com as seguintes alternativas teóricas (TURNER, 1995 apud IMAM 2005): (a) um parque central multiuso similar ao Central Park em New York; (b) uma distribuição equitativa de espaços abertos entre as cidades remanescentes dos quarteirões residenciais como no centro de Londres; (c) uma hierarquia de parques de diferentes dimensões: metropolitana, distrital e local; (d) uma trilha para a comunidade em uma área residencial similar aquele proposto por Olmsted; (e) um sistema de parques intimamente conexo ao longo de vias conectando espaços abertos semelhante ao Emerald Necklace em Boston; (f) uma rede ambientalmente funcional de corredores sobrepostos: destinados aos pedestres, ao transporte leve e às funções ecológicas, que, através de superfícies pavimentadas e cobertura vegetal, se estendem em todo o território urbanizado, como no caso da cidade de Denver.

Além dos esquemas representativos supracitados, a literatura reporta-se a uma vasta taxonomia para as redes ecológicas ou os seus componentes: *Link* ou *linkage*; *Linear habitat*; *Habitat corridor*; *Stepping stones* (BENNETT 1999 apud BATTISTI, 2004; NUCCI, 2004). Estes termos insistem nas características funcionais dos elementos, exaltando as propriedades conectivas, estruturais, ou o alto valor ecológico. Ao lado destas pode-se acrescentar algumas definições, que historicamente assumiram importância no tratamento da relação entre o verde e o urbano, como o conceito de cinturão verde, faixa verde de contenção à expansão urbana (BATTISTI, 2004); de *parkways*, como elementos lineares para a conexão entre parques, espaços abertos e áreas limítrofes (CHON, 2004; GIORDANO, 2004) e de

corredores verdes, com funções ecológicas, recreação e de preservação do patrimônio histórico cultural (FÁBOS, 2004).

4.1.3. Escala de análise para o projeto de redes ecológicas

Os efeitos da fragmentação devem ser analisados a partir da seleção correta da escala analítica – a territorial –, onde é possível reconhecer critérios claros de leitura das características físicas do território e de interpretá-los segundo indicadores oferecidos pela ecologia da paisagem. A escala territorial da paisagem é definida segundo os cânones geosistêmicos da geografia global, onde a paisagem não é a simples adição de elementos geográficos dispersos. É, em uma determinada porção do espaço, o resultado da combinação dinâmica, portanto instável, de elementos físicos, biológicos e antrópicos que, reagindo dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto único e indissociável, em perpétua evolução (BERTRAND, 2004).

A paisagem pode ser definida como uma porção espacial da superfície da terra constituída por um complexo de sistemas, formados pela atividade de rochas, água, ar, plantas, animais e o homem, que é reconhecível através de sua fisionomia como uma unidade (ZONNEVELD, 1995), ou, ainda, como uma área heterogênea de terra, uma unidade distinta e mensurável definida por um grupo reconhecível e espacialmente repetível de ecossistemas interatuantes, elementos geomorfológicos e perturbações (FORMAN e GODRON, 1986 apud BOHRER, 2000).

Nas práticas de planejamento ambiental, os limites geográficos das bacias hidrográficas e fluviais são utilizados para delimitar as unidades territoriais na escala regional e da paisagem. Uma escala mais detalhada é utilizada para o planejamento focado nas parcelas individuais (STEINER e OSTERMAN, 1988; STEINER, 2004). Segundo Dramstad et al. (1996), as três categorias de escala são também conhecidas com o nome de macro-escala (ou regional), média-escala (ou da paisagem) e micro-escala (ou de parcela) e são utilizadas para a classificação de recentes experiências no projeto de redes ecológicas no Brasil (FRISCHENBRUDER e PELLEGRINO; 2006). Por exemplo, na escala regional, foram desenvolvidos projetos de redes ecológicas no Estado do Rio de Janeiro (Green IQm), no município de São Paulo (Rede hidrológica estrutural) e na região do município de Campinas (Planejamento ambiental de áreas verdes); na escala da paisagem, no município de Campinas

(Plano de conservação natural do Ribeirão das Anhumas), na região metropolitana de São Paulo (Estudo de proteção de áreas alagadas no Rio Embumirim); e no nível da parcela, no município de Campinas (Corredor Verde no Ribeirão das Pedras), São José do Rio Preto (Corredor Verde em Auferville) e no município de Novo Horizonte (Corredor Verde no Córrego da Estiva) (FRISCHENBRUDER e PELLEGRINO; 2006).

4.2. Inovações tecnológicas e científicas

4.2.1. Ecologia da Paisagem

Os recentes projetos de redes ecológicas, apesar da sua classificação, valeram-se de novas abordagens desenvolvidas internamente às disciplinas que se ocupam do território (ecologia, geografia e urbanismo), assim como das inovações tecnológicas, que forneceram novos e potentes meios de levantamento, análise e visualização dos processos e fenômenos com características passíveis de serem representadas espacialmente.

Particularmente relevante é o papel desenvolvido pela ecologia da paisagem, que contribuiu na melhoria das análises, fornecendo critérios quantitativos de mensuração dos aspectos de configuração e composição espacial da paisagem. Foi o geógrafo alemão Carl Troll que, em 1939, pela primeira vez utilizou a terminologia “Ecologia da Paisagem”, na tentativa de unificar os esforços de geógrafos e ecólogos nos estudos verticais de ecossistemas e horizontais da corologia (GIORDANO, 2004). A ecologia da paisagem pode ser definida como a ciência que estuda a estrutura, função e mudanças da paisagem (FORMAN e GODRON, 1986 apud GIORDANO, 2004). Ainda, a ecologia da paisagem foi definida como uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem (RISSER, 1987 apud VALENTE, 2001).

Segundo Metzger (2001), o nascimento desta disciplina baseia-se em duas definições de paisagem. De um lado, a abordagem geográfica estuda limites e potencialidades de uso econômico das unidades da paisagem (definidas como um espaço de terreno com características comuns) fundamentalmente modificadas pelo homem - *paisagens culturais* nas palavras de Tricart (1979 apud METZGER, 2001). Esta abordagem enfoca desta forma questões em macro-escala em termos espaciais e temporais. Nesta ótica é evidente o papel do homem como elemento da paisagem e das soluções ambientais escolhidas. A ecologia da paisagem é deste modo uma disciplina holística, integradora das ciências sociais,

geofísicas e biológicas. Do outro lado, houve um segundo surgimento da ecologia da paisagem nos anos 80 com enfoque essencialmente ecológico. Esta abordagem ecológica não enfatiza as paisagens culturais, mas as naturais, dando maior relevo à conservação da diversidade biológica e ao manejo dos recursos naturais. O contexto, assim como a escala de análise, dependerá dos objetivos indagados, sendo fortemente espécie-específicos (METZGER, 2001). A primeira abordagem reflete uma atenção maior para as influências recíprocas entre o homem e o seu ambiente, onde a paisagem é fruto das interações entre sociedade e natureza. Na segunda abordagem o enfoque é o estudo da estrutura espacial e das relações de processos ecológicos.

Os dois conceitos são, de qualquer forma, mais próximos do que possa inicialmente parecer, movendo-se hoje sobre linhas convergentes: de um lado a abordagem geográfica privilegia um estudo dos impactos induzidos pelo homem na estrutura da paisagem; e do outro, a abordagem ecológica responde às questões ambientais identificando a justa escala de intervenção. “Para compatibilizar uso das terras e sustentabilidade ambiental, social e econômica é necessário planejar a ocupação e a conservação da paisagem como um todo” (METZGER, 2001, p.7).

4.2.2. Métricas da Paisagem

A ecologia da paisagem é fundada na noção que os padrões ambientais influenciam fortemente os processos ecológicos. Uma ruptura nos padrões da paisagem pode, então, comprometer a integridade funcional da estrutura, interferindo em processos ecológicos críticos, necessários para a persistência de populações, a manutenção da biodiversidade e a saúde do ecossistema. Por isso, é dada grande ênfase nos métodos de quantificação dos padrões da paisagem e, desta forma, na expressão da relação entre a sua estrutura e os processos ecológicos (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Métodos quantitativos são requeridos para tornar possível a comparação entre paisagens, identificar mudanças significativas ao longo do tempo e relacionar padrões da paisagem a funções ecológicas (TURNER, 1989 apud GIORDANO, 2004).

A análise da estrutura da paisagem envolve quatro tipos de dados espaciais: padrões de pontos espaciais, onde o interesse primário é a posição geográfica dos

elementos; padrões de redes lineares, como por exemplo, as faixas de vegetação ciliar que cria uma conexão entre fragmentos florestais; padrões de superfície, medidas quantitativas que variam de forma contínua na paisagem, como, por exemplo, o modelo digital do terreno e padrões temáticos, que representam categorias do sistema em exame na forma discreta de fragmentos (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

As medições dos padrões da paisagem são computadas através de índices, que são referidos aos mapas categoriais e são conhecidos com o nome de “métricas da paisagem”. McGarigal e Marks (1995) definem as métricas da paisagem como as medidas estruturais ou funcionais da paisagem. Segundo esta definição, a paisagem pode ser apresentada em termos de composição e de configuração, onde por composição entende-se a abundância relativa e a variedade dos elementos da paisagem e por configuração entende-se as relações espaciais entre os elementos da paisagem (GIORDANO, 2004).

Desta forma, as métricas da paisagem podem ser agrupadas como métricas de composição e métricas de configuração (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Ao primeiro grupo pertencem:

- *abundância proporcional* – proporção de cada classe relativamente à inteira paisagem;
- *riqueza* – número de diferentes tipos de fragmentos;
- *dominância* – abundância relativa dos diferentes tipos de fragmentos;
- *diversidade* – medida composta da riqueza e da dominância.

Os principais aspectos das métricas de configuração espacial são:

- *densidade e dimensão dos fragmentos* – medida do tamanho e da distribuição do fragmento (média, mediana, variância ou valor máximo nos níveis de paisagem e de classe);
- *complexidade da forma* – medida da geometria dos fragmentos, simples e compacta ou irregular e complexa;
- *área nuclear* – área interna ao fragmento com uma profundidade de borda especificada;
- *isolamento e proximidade* – distância relativa entre fragmentos da mesma classe ou ecologicamente compatíveis;

- *contraste* – diferença relativa entre fragmentos de classes diferentes;
- *dispersão* – tendência dos fragmentos a estar regularmente distribuídos ou agregados;
- *contágio e intercalação* – contágio refere-se ao grau de agregação dos tipos de fragmentos, intercalação refere-se ao grau de dispersão relativa entre os tipos de fragmentos;
- *subdivisão* – medida do grau com que um tipo de fragmento está dividido em fragmentos separados;
- *conectividade* – medida das conexões funcionais entre os fragmentos.

As métricas definem desta forma a caracterização espacial e a distribuição dos fragmentos. A caracterização espacial depende do nível da avaliação dos padrões, que pode ser referida ao fragmento individual, ao tipo ou classe de fragmento, ou à paisagem como um todo. As métricas no nível de fragmentos são definidas individualmente por cada fragmento, enquanto no nível de classe são agregadas por todos os fragmentos de uma dada classe. No nível de paisagem a agregação acontece para todas as classes (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Apesar de uma certa descrença e confusão relativas ao elevado número de indicadores (LEITÃO e AHERN, 2002), e uma certa redundância e sobreposição de informações derivadas (RIITTERS et al., 1995; HARGIS et al., 1998; O'NEILL et al., 1999), muitos estudos foram desenvolvidos consolidando e certificando o uso de um restrito grupo de métricas: área nuclear total (TCA), densidade de fragmentos (PD), densidade de bordas (ED), índice de diversidade de Shannon (SHDI) e índice de dominância de Shannon (SHEI), distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) e índice de conectividade (CONNECT). Todos estes índices são recomendados no projeto de corredores verdes (LEITÃO e AHERN, 2002), por serem sensíveis às mudanças e numericamente confiáveis no detectar os padrões da paisagem, fornecendo informações ecologicamente significantes (ZHANG e WANG, 2006). Este grupo de métricas foi complementado por outras, utilizadas em estudos análogos até no Brasil (GIORDANO, 2004; VALENTE, 2001), com a intenção de clarear o significado da avaliação e de testar novos indicadores para um uso futuro.

4.2.3. Sensoriamento Remoto, Sistemas de Informações Geográficas e Ecologia da Paisagem

O sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas são técnicas empregadas amplamente em estudos de ecologia da paisagem (YOUNG e MITCHELL, 1993). Segundo Valente (2001), estas técnicas são de particular utilidade na ecologia da paisagem pela capacidade de caracterizar temporalmente e espacialmente a composição e a configuração das tipologias de cobertura do solo, a partir das quais é possível obter medidas quantitativas dos padrões da paisagem.

O sensoriamento remoto pode ser definido como a técnica de obtenção de dados sobre um objeto sem que haja contato físico direto entre o sensor e o alvo, através de radiações eletromagnéticas (SABINS, 2000). Esta técnica é amplamente utilizada na coleta de dados geográficos em estudos ambientais (CAMPBELL, 1987; BROWN et al., 2000; CORTESÃO CASIMIRO, 2004), e o progresso tecnológico dos sensores a tornou uma ferramenta indispensável nas diferentes aplicações da Ecologia da Paisagem (QUATTROCHI e PELLETIER, 1991). Por exemplo, no estudo dos padrões dos ecossistemas, a técnica permite avaliar o grau de fragmentação florestal em termos de agregação e dispersão das áreas florestais (FORMAN e GODRON, 1986). Mas Frohn (1998) denunciou que o uso de técnicas de sensoriamento remoto para caracterizar padrões da paisagem e relacioná-los com processos ecológicos deve, ainda, ser rigorosamente aprofundado.

Outra importante melhoria no campo técnico diz respeito aos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), que têm contribuído notavelmente no tratamento de dados espaciais e que tem se transformado em um instrumento insubstituível para a análise do território. Muitos autores reforçam a sua importância em aplicações ligadas às ciências ambientais (BRITES et al, 1998), agronômicas (BUCENE, 2002, FORMAGGIO et al 1992, apud PIROLI, 2002), florestais (KANGAS et al, 2000) e socioeconômicas (MAGUIRRE et al., 1991 apud BARROS et al., 2004).

O papel dos SIG's tornou-se, assim, parte central nas análises do território, a ponto de incorporar numerosos programas (análises superficiais, estatísticas, de redes, de uma série de espaços temporais e de suporte decisional e de gestão) e de interagir com outros programas gráficos e analíticos, como por exemplo, o AUTOCAD e FRAGSTATS.

Os SIG's mais utilizados (como por exemplo ArcView, Arc Info e IDRISI) podem calcular algumas métricas da paisagem, como tamanho médio dos fragmentos, distribuição das classes de cobertura e razão área-perímetro. Mas, para métricas de definição mais complexa, deve-se utilizar sistemas ou programas mais específicos. FRAGSTATS de McGarigal e Marks (1995) é um dos programas de acesso livre destinados a estas finalidades, com uma interface amigável e capaz de trabalhar com imagens de vários formatos. Além disso, este programa fornece uma vasta gama de métricas: 48 para o nível de paisagem, 43 para o nível de classe, e 19 para o nível de fragmento.

4.2.4. Instrumentos e métodos analíticos ambientais

Novas interpretações conceituais e novos instrumentos são desenvolvidos para o planejamento ambiental, baseado no projeto de redes ecológicas em escala territorial, como forma de superar os limites de uma abordagem tradicional baseada somente nas análises pedológicas. O estudo da terra é fundamental nos processos econômicos e de tomada de decisões sobre o planejamento do território, avaliando os seus diversos atributos com vista a um uso ótimo e sustentável. Fornece, também, informações úteis para guiar e regulamentar os usos admissíveis, sobretudo no campo das atividades florestais e agropecuárias. Apesar disso, este tipo de estudo freqüentemente deixa em segundo plano um exame atento da vegetação (FAO, 1984; HEINSDIJK, 1975 apud BOHRER, 2000). O seu valor em termos de biodiversidade é raramente levado em conta (BOHRER, 2000). Para tal, o SIG torna-se uma importante ferramenta, pois pode integrar informações e metodologias emprestadas de diversas áreas do conhecimento como agronomia, ecologia, etc., que concorrem conjuntamente para delinear o projeto das redes ecológicas. Três etapas aparecem como fundamentais neste processo: a seleção de um método de análise decisional; a definição dos critérios projetuais e suas determinações em termos numéricos segundo modelos analíticos e a formulação de cenários projetuais e a sua avaliação quali-quantitativa.

4.2.4.1. Análise de idoneidade e avaliação multicriterial

Dentro deste quadro metodológico, o SIG assume particular relevância pela sua capacidade em gerenciar análises multicriteriais, típicas dos processos de tomada de decisão, representando um avanço significativo com relação ao procedimento convencional de

cruzamento dos planos de informações (EASTMAN, 2001 e MALCZEWSKI, 1999 apud VALENTE e VETTORAZZI, 2005). As análises multicriteriais (booleana; de combinação linear dos pesos ou *Weighted Linear Combination* – WLC; ou com Média de Pesos Ordenada ou *Ordered Weight Average* – OWA) respondem perfeitamente ao planejamento de redes ecológicas, em cujas realizações concorrem mais critérios (GENELETTI E GUASTAMACCHIA, 2005; VALENTE e VETTORAZZI, 2005). O método WLC encontrou amplo uso nas práticas de projeto ambiental (GENELETTI E GUASTAMACCHIA, 2005; VALENTE, 2001; GIORDANO, 2004), fornecendo, segundo o esquema decisional apresentado por Eastman (1999), uma compensação máxima entre os critérios e um risco mediano (MALCZEWSKY, 2000 apud VALENTE e VETTORAZZI, 2005). A ponderação de pesos é computada segundo o processo hierárquico analítico (*Analytical Hierarchy Process* – AHI) elaborado por Saaty em 1980. Este método emprega uma comparação entre pares de fatores para determinar a importância relativa (XIANG e WHITLEY, 1994 apud CONINE et al., 2004; EASTMAN 2001 apud VALENTE e VETTORAZZI, 2005) e o seu sucesso é testemunhado pelo amplo uso nos trabalhos presentes na literatura e, também, pelo uso consolidado dentro do SIG – IDRISI que automatiza o cálculo em módulos pré-definidos.

4.2.4.2. Seleção dos critérios

Esquemas conceituais para a interpretação dos critérios selecionados, relativos à conservação da biodiversidade, podem ser expressos em termos de capacidade de dispersão, potencialidades físicas dos solos e outros fatores abióticos de relação direta e de distância. Recentemente houve uma mudança nos estudos de bioconservação, onde uma abordagem “a multi espécies” substituiu a abordagem “a uma espécie”, permitindo colocar os ecossistemas no centro dos esforços para a conservação (FRANKLIN, 1993; VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002, PHUA e MINOWA, 2005), e podendo, assim, conservar mais espécies em unidades auto-suficientes (PHUA e MINOWA, 2005). Por exemplo, VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX (2002), adotando uma abordagem “a multi espécies”, integra um modelo de paisagem (em termos de resistência ao movimento) a um modelo de dispersão, e fornece um critério original para a determinação da idoneidade para redes ecológicas, individualizando as áreas de maior criticidade para o movimento das espécies animais.

No estudo do solo, suas potencialidades são avaliadas em termos de capacidade de uso (segundo a classificação proposta por Lepsch et al. em 1991). Numerosas são as aplicações dos estudos das classes de uso da terra: com a finalidade de mapear áreas de terra sub ou super-utilizadas (PIROLI, 2002); como suporte ao planejamento, demarcando usos inapropriados em conformidade às suas potencialidades (TORNERO, 2000) e indicando linhas de desenvolvimento que, em relação ao ambiente, mantêm os solos e os níveis de produção agrícola estáveis (IPPOLITI et al., 1998). Para a classificação da capacidade de uso, concorre uma série de fatores de particular relevância ambiental, que podem estar inseridos na definição de critérios como já feitos por Valente e Vettorazzi (2005), que levaram em consideração a fertilidade dos solos.

Outros fatores de caráter abiótico podem ser definidos em critérios de relação direta (áreas ecologicamente sensíveis, áreas de proteção permanente – faixas de proteção de rios, nascentes, reservatórios, áreas com declividades superiores a 40% e os topos de morro) e de distância (faixas de terra ao redor das áreas de proteção permanente) (COLLINGE, 1996; VALENTE, 2001; GIORDANO, 2004).

Este grupo de fatores constitui um conjunto de informações que define a distribuição espacial da idoneidade das áreas a serem destinadas às redes ecológicas, dentro de limites geográficos e de fatibilidade, impostos por restrições de caráter ambiental e normativo.

4.2.4.3. Avaliação quantitativa das propostas projetuais segundo a Ecologia da Paisagem

A definição da idoneidade permite avançar propostas de redes ecológicas, segundo diversas estratégias projetuais, resultando em cenários de paisagens alternativas a serem testados contra a opção zero, isto é, o *status quo* (ZHANG e WANG, 2006). Assim, a avaliação dos cenários é imprescindível dentro do planejamento, permitindo avaliar qualitativamente e, onde for possível, também quantitativamente, as mudanças no território a partir da introdução de redes ecológicas. No âmbito da avaliação no planejamento ambiental do território, os instrumentos de maior sucesso, pela sua flexibilidade e também pela variedade de aplicações, são as métricas da paisagem. As métricas da paisagem são medidas para quantificar os seus padrões que, quando analisados em função de seu significado

ecológico, podem traduzir informações úteis ao planejamento, à conservação e à preservação de áreas naturais (GIORDANO, 2004). O projeto de redes ecológicas, seja destinado a um transporte leve ou à circulação das espécies animais ou, ainda, à preservação, baseado nos princípios da ecologia da paisagem, apresenta claras direções plausíveis de planejamento (FÁBOS, 2004).

CAPÍTULO I

ANÁLISE DA CAPACIDADE DE USO DA TERRA COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DO TERRITÓRIO. APLICAÇÃO NAS TERRAS DO MUNICÍPIO DE AGUDOS, SP.

Redigido conforme às normas do livro: **CONHECIMENTO HISTÓRICO
AMBIENTAL INTEGRADO NA PLANIFICAÇÃO TERRITORIAL E URBANA: UM
CONTRIBUTO DE BERNARDO SECCHI**

ANÁLISE DA CAPACIDADE DE USO DA TERRA COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DO TERRITÓRIO. APLICAÇÃO NAS TERRAS DO MUNICÍPIO DE AGUDOS, SP.

RESUMO: O presente trabalho foi desenvolvido com a finalidade de se proceder ao levantamento de solos, visando fornecer subsídios para o planejamento ambiental do território. Técnicas de geoprocessamento permitiram a criação de um banco de dados, que é uma premissa fundamental para que, através de um sistema de informações geográficas, os dados armazenados possam ser atualizados com facilidade e rapidez, permitindo adaptações e/ou confecções de mapas temáticos da área estudada. O campo de aplicação da pesquisa foi o Município de Agudos - SP, e mostrou-se sua inserção no panorama geológico, geomorfológico e geoclimático do estado de São Paulo. A identificação das unidades de mapeamento e a determinação da capacidade de uso permitiram delinear algumas sugestões sobre a gestão do solo agrícola, e de por em evidência áreas de particular criticidade ambiental, onde o uso e a cobertura atual não estão conformes às potencialidades ou aos limites de utilização locais.

PALAVRAS CHAVE: análise de idoneidade, análises pedológicas.

1. INTRODUÇÃO

É comumente aceito que para o planejamento de um uso otimizado e prolongado no tempo dos recursos naturais, são necessários conhecimentos aprofundados das características do território sob um ponto de vista ambiental, mas também sócio-econômico (MACEDO, 1998). A importância de um conhecimento pregresso do ambiente é ainda mais relevante nos países subdesenvolvidos, onde em sua ausência se pratica um planejamento de suas agriculturas e do uso de seus recursos naturais de forma genérica, trazendo mais prejuízos do que benefícios à estrutura econômica existente (KELLER, 1969; OLIVEIRA & PEREZ FILHO, 1993 apud PIROLI, 2002). O planejamento deve prever então uma fase de coleta de informações, sendo que o conhecimento dos solos ocorrentes em um determinado local é fundamental (PIROLI, 2002). O levantamento dos solos é uma tarefa árdua, mas indispensável para o uso racional deste recurso natural na agricultura, assim como em todos aqueles setores que utilizam o solo como elemento integrante de suas atividades.

O levantamento de solos do MUNICÍPIO DE AGUDOS – SP foi elaborado com a finalidade de fornecer subsídios para suporte de pesquisas e de programas de uso e manejo das terras e de exploração florestal do referido município. Este tipo de trabalho é de extrema relevância para o entendimento da configuração espacial das áreas essencialmente agrícolas, que sofrem alterações cada vez mais impactantes e freqüentes, devidas à atividade humana e ao desenvolvimento tecnológico. Desta forma, o levantamento procurou fornecer os meios para uma contínua e constante atualização dos registros de uso e ocupação do solo, para que suas tendências possam ser analisadas, com o objetivo de fornecer subsídios às ações do planejamento regional, como sugerido por Rosa (1990 apud BORGES et al., 1993). Neste sentido, o estudo da adequação do uso do solo fundamenta o planejamento das atividades agropecuárias, determinando as discrepâncias entre os usos atuais e potenciais da terra (IPPOLITI et al., 1998; FUKS, 1998; KOFFLER, 1996). O levantamento de solos identifica as unidades, estabelece os seus limites geográficos e suas características físico-químicas, e sintetiza as interpretações num conjunto de mapas temáticos, acompanhados por um relatório descritivo, cujo maior emprego tem sido a elaboração de mapas de capacidade de uso (ZIMBACK, 1997).

O nível adotado neste levantamento foi do tipo semidetalhado, e foi realizado com compatíveis detalhamentos taxonômicos ao nível de unidades de mapeamento, com mapas de

solos na escala de 1:50.000. O presente trabalho apresentou informações básicas, com um conhecimento mais pormenorizado dos solos, de forma a permitir que tais conhecimentos sejam utilizados adequadamente na incorporação de progressivos processos tecnológicos.

2. GEOPROCESSAMENTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS NO PLANEJAMENTO

As técnicas de geoprocessamento compreendem as da área matemática e computacional para o tratamento de informações geográficas (PIROLI, 2002) e, de acordo com a definição do FATOR GIS, relatada por Fujihara (2002), pertencem ao geoprocessamento técnicas de coleta de informação espacial (cartografia, sensoriamento remoto, Sistema de Posicionamento Global por Satélite – GPS, topografia tradicional, fotogrametria e levantamento de dados alfanuméricos); técnicas de armazenamento de informação espacial (criação de banco de dados do tipo orientado a objetos, relacional, hierárquico, etc.); técnicas de tratamento e análise de informação espacial (modelagem de dados, aritmética lógica, reclassificação, geoestatística, funções topológicas e análise de redes); técnicas de integração das informações espaciais (sistema de informação geográfica – SIG e outros softwares orientados à elaboração de informações espaciais). A literatura concorda unanimemente em reconhecer estes aspectos fundamentais do geoprocessamento acima mencionados, e muitos pesquisadores frisam a importância da sua utilização em projetos relacionados à área de meio ambiente (BRITES et al., 1998) e da agricultura (BUCENE, 2002; FORMAGGIO et al., 1992 revistos por PIROLI, 2002).

Com certeza a técnica, que por sua própria natureza se destaca, sendo às vezes confundida com o próprio termo geoprocessamento, é o sistema de informações geográficas. O sistema de informações geográficas desenvolve operações de entrada e verificação de dados, armazenamento e gerenciamento de banco de dados, saída e representação gráfica de dados e transformação de dados e possui uma interface amigável através da qual o usuário pode interagir com o programa (BURROUGH, 1989), mas o grande diferencial em relação aos sistemas de informações é a gestão de dados referenciados espacialmente (PIROLI, 2002). As suas aplicações são classificadas, por Maguirre et al. (1991, apud BARROS et al., 2004) em: *sócio-econômicas*, pelo envolvimento do uso da terra, de seres humanos e da infraestruturação do território; *ambientais*, pela funcionalidade e praticidade das suas aplicações

com foco no meio ambiente e nos recursos naturais; *de gerenciamento*, pelo envolvimento das administrações públicas, regionais e nacionais, tanto nas práticas de planejamento como no processo de tomada de decisões.

3. ANÁLISE DE IDONEIDADE

Segundo Steiner (2004), é necessário efetuar estudos mais aprofundados das relações do ser humano e do meio ambiente onde está inserido, para definir ações futuras. Um desses métodos de estudo é a análise de idoneidade. Um particular tipo de análise de idoneidade é a análise de capacidade de uso da terra, que fornece um importante auxílio à planificação, funcionando como um instrumento que imprime um caráter seletivo, racionalizado e de orientação ao uso das terras (RODRIGUES et al., 2001). O seu objetivo é identificar as técnicas de uso da terra mais adaptadas ao meio físico, de modo que não tenha deterioração ambiental e que a estrutura dos solos permaneça indefinidamente estável, sem diminuição da capacidade produtiva (IPPOLITI, 1998). A análise da capacidade de uso do solo se baseia na classificação proposta por Lepsch et al. (1991), diferenciando grupos de solos, classes e subclasses da seguinte forma:

- Grupos de capacidade (A,B,C). São estabelecidos com base nos tipos de intensidade de uso das terras;
- Classes de capacidade de uso (I a VIII). São baseados no grau de limitação de uso;
- Subclasses de capacidade de uso (IIe, IIIe, IIIa, etc). São baseados na natureza das limitações de uso que podem ser relativas ao solo (s), à erosão (e), à água (a) e ao clima(c);
- Unidade de capacidade de uso (IIe-1, IIe-2, etc.). São baseadas nas condições específicas que afetam o uso ou gestão da terra.

Ao grupo A pertencem as terras onde são possíveis os usos com culturas anuais, perenes, pasto, reflorestamento e vida silvestre (classes I, II, III e IV). Ao grupo B pertencem as terras impróprias para cultura intensiva, mas são aptas para pasto, reflorestamento e vida silvestre (classes V, VI e VII). Ao grupo C pertencem as terras não aptas para culturas anuais, perenes, pastos e reflorestamento, sendo aconselhados a proteção da flora e da fauna silvestres, a recreação e o armazenamento da água (classe VIII). A classificação se baseia nos critérios

constantes da Tabela de julgamento apresentada nos trabalhos de Lepsch (1991) e Zimback & Rodrigues (1993), sendo que as classes de capacidade de uso, devido às limitações por processos erosivos, foram definidas utilizando-se a classificação proposta por Nogueira (2000). As terras do município são classificadas pela associação dos fatores limitantes às classes de capacidade de uso, apresentados na Tabela 1. Para uma maior elucidação sobre os fatores limitantes e as técnicas de cálculos vide os trabalhos acima citados.

Tabela 1. Critérios de julgamento das classes de capacidade de uso da terra.

Limitação	Nível de limitação	Classes de capacidade de uso							
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Fertilidade Aparente	Muito alta	x							
	Alta	x							
	Média		x						
	Baixa			x					
	Muito Baixa						x		
Profundidade Efetiva	> 200 cm	x							
	100 – 200 cm	x							
	50 – 100 cm		x						
	25 – 50 cm				x				
	< 25 cm						x		
Permeabilidade e Drenagem	Excessiva		x						
	Boa	x							
	Moderada		x						
	Pobre			x					
	Muito pobre					x			
Deflúvio	Muito rápido				x				
	Rápido			x					
	Moderado		x						
	Lento	x							
	Muito lento		x						
Risco de Inundação	Sem risco	x							
	Ocasional			x					
	Frequente					x			
	Muito frequente								x
Declividade	0 - 3%	x							
	3 - 6%		x						
	6 – 12%			x					
	12 – 20%				x				
	20 – 40%						x		
	> 40%							x	
Erosão	não aparente	x							
	ligeira		x						
	moderada			x					
	severa						x		
	muito severa							x	
	extremamente severa								x

A determinação da capacidade de uso tem sido utilizada para verificar a sua correspondência com a idoneidade do uso das terras (RIBEIRO & CAMPOS, 1999; RODRIGUES et al., 2001). Segundo Ramalho Filho e Beek (1995), a aptidão das terras é definida por meio da comparação de suas condições agrícolas com os níveis estipulados para cada classe, ou seja, deficiência de fertilidade, deficiência de água, suscetibilidade e impedimentos à mecanização.

4. DESCRIÇÃO GERAL DA ÁREA ESTUDADA

O território municipal pertence a três UGRHI (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos): na extremidade NO, onde se situa a nascente do Rio Batalha, uma pequena porção do território ($44,05\text{km}^2$) pertence à Bacia do Tietê – Batalha; ao N, a porção referente à cidade e uma extensão de 300km^2 pertencem à bacia do Tietê – Jacaré; o restante do território (621km^2) se situa na bacia do Médio Paranapanema, sendo disposto ao longo de um eixo NE-SO.

A área total do município ocupa uma superfície de 965km^2 , e a sua sede se situa às coordenadas geográficas de $22^\circ 46'$ Sul e $48^\circ 98'$ Oeste, com uma altitude média de 549m acima do nível do mar, enquanto a altitude média do território municipal é de 604m.

Neste item serão apresentadas as principais características do meio físico do território municipal, essencialmente baseadas nas observações contidas nos relatórios dos comitês de Bacia Hidrográfica do Tietê/Batalha, Tietê/Jacaré e Médio Paranapanema.

4.1 Geologia

4.1.1 Considerações de ordem tectônica

As características geológicas do Município de Agudos – SP refletem, fundamentalmente, a evolução histórica da Bacia Sedimentar do Paraná. As rochas basálticas formaram-se depois de um intenso vulcanismo que ocorreu no início do período Cretáceo, quando ainda prevaleciam condições desérticas na Bacia do Paraná, acompanhado de perturbações tectônicas que geraram arqueamentos e soerguimento nas suas bordas, associadas ao grande número de falhas, responsáveis pela estrutura atual da bacia (IPT, 1981).

Posteriormente, durante o Cretáceo Superior, já em clima semi-árido, depositaram-se sobre a sequência dos derrames basálticos, em ambiente flúvio-lacustre, as sequências areníticas do Grupo Bauru. Segundo Suguio e Barcelos (1980), o ciclo inicial de sedimentação Bauru parece ter-se processado sobre um relevo profundamente irregular, favorecendo a formação de ambientes eminentemente lacustres. Esta fase não apresentava ainda uma drenagem muito organizada e correspondera à etapa de assoreamento das irregularidades da superfície basáltica. Tendo sido depositada em ambiente essencialmente lacustre raso, a principal causa de diferenciação textural entre as unidades litoestratigráficas, deve ser atribuída às fontes arenosas (arenito Botucatu) e argilosa (basalto Serra Geral).

Destacam-se as seguintes possibilidades de mineralizações: argilas para diversos fins – bentonita (emectita e atapulgita), argilas refratárias (caulinita e gibsita), agregação leve (illita), fertilizantes termo-fosfato potássico (illita) e cerâmica vermelha; rochas carbonatadas – corretivo do solo; sais evaporíticos – diamantes; metais (Cu, U) etc.

4.1.2. Grupo Bauru

O pacote de sedimentos do Grupo Bauru, no âmbito do Município de Agudos é representado por duas formações geológicas: Adamantina e Marília, dispostas sobre os basaltos da formação Serra Geral (Tabela 2 – IPT, 1981).

Tabela 2. Unidades geológicas. Fonte: Mapa Geológico do Estado de São Paulo, escala 1: 500.000, IPT/1981.

Período	Símbolo – Formação Geológica	Litologia
Mesozóico	Formação Marília (Unidade Aqüífera Bauru)	Arenitos de granulação fina a grossa, compreendendo bancos maciços com tênues estratificações cruzadas de médio porte, incluindo lentes e intercalações subordinadas de siltitos e arenitos muito finos com estratificação plano-paralela. Presença comum de nódulos carbonáticos.
	Formação Adamantina (Unidade Aqüífera Bauru)	Arenitos finos a muito finos, podendo apresentar cimentação e nódulos carbonáticos, com lentes de siltitos argilosos e argilitos, ocorrendo em bancos maciços. Teor de matriz variável, cores creme e vermelho.

As rochas deste grupo foram originadas em um ambiente de sedimentação reconhecidamente continental flúvio-lacustre, o que lhe confere grande descontinuidade nas suas duas unidades geológicas.

As rochas destas duas formações geológicas, constituídas predominantemente por arenitos são em geral brandas, apresentando baixas resistências mecânicas, porém, quando cimentadas, esta condição é alterada, passando a ter maiores coerências e resistências.

Formação Adamantina

Esta formação aflora em vasta extensão do oeste do Estado de São Paulo, recobrando as unidades pretéritas do Grupo Bauru (formações Caiuá e Santo Anastácio) e da formação Serra Geral e é recoberta pela Formação Marília e em parte por depósitos cenozóicos.

A principal característica da formação Adamantina é a presença de bancos de arenitos de granulação fina e muito fina - contendo estratificação, com espessura entre 2 e 20m – alternados com bancos de lamitos, silitos e arenitos. É comum a presença de nódulos carbonáticos e seixos de argilito da própria unidade.

As maiores espessuras ocorrem geralmente nas porções ocidentais dos espigões entre os grandes rios. Atinge 160m entre os rios São José dos Dourados e Peixe, 190m entre os rios Santo Anastácio e Paranapanema e 100 a 150m entre os rios Peixe e Turvo, adelgaçando-se dessas regiões em sentido a leste e nordeste.

No Estado de São Paulo, os depósitos atribuíveis à Formação Adamantina transgridem do embasamento basáltico por sobre unidades infrabasálticas (Formação Botucatu) somente em áreas muito localizadas. Suguio et al. (1977) referem-se a um grande *horst* na região de Bauru-Agudos, formado por uma tectônica pré-Adamantina, onde esta formação se deposita diretamente sobre a Formação Botucatu. Trabalhos de detalhamento realizados posteriormente (COUTO et al., 1980), confirmaram a existência no local de um alto estrutural nas proximidades de Piratininga, área em que afloram rochas da Formação Teresina e da Formação Pirambóia, havendo dados de subsuperfície que mostram a Formação Adamantina repousando diretamente sobre estas duas unidades mais antigas. Possui ampla distribuição em todo o município, sendo a formação geológica dominante em relação às demais unidades. Suas rochas são em geral pouco alteradas, destacando-se pela coloração creme e vermelho, às vezes amarronzada clara, sendo por isto de fácil distinção das demais unidades do Grupo Bauru.

As maiores espessuras são encontradas nos espigões onde chegam a alcançar dezenas de metros, adelgaçando-se nas porções mais erodidas e em direção às regiões leste da bacia.

Formação Marília

Diferencia-se da formação Adamantina pela coloração mais clara, granulometria mais fina e pelo cimento carbonático mais abundante. Destaca-se pela presença de bancos maciços com tênues estratificações cruzadas de médio porte, incluindo lentes e intercalações subordinadas de siltitos e arenitos muito finos com estratificação plano-paralela. É encontrada em manchas contínuas e depositou-se em um embaciamento localizado em situação parcialmente marginal, desenvolvido ao termino da deposição Bauru, repousando geralmente sobre a Formação Adamantina, e mais para leste diretamente sobre os basaltos da Serra Geral. A sedimentação Marília desenvolveu-se em embaciamento restrito, em regimes torrenciais característicos de leques aluviais com a deposição de pavimentos detríticos, durante a instalação progressiva de clima semi-árido, o qual propiciou a cimentação dos detritos por carbonatos tipo caliche (SUGUIO et al., 1975 e 1977). Soares et al. (1980) sugerem um incremento na taxa de soerguimento das áreas marginais, durante a deposição da Formação Marília, realizada cada vez mais próxima das cabeceiras dos leques aluviais, como indica a granulação crescente em direção ao topo.

4.2 Geomorfologia

O município de Agudos está integralmente inserido no denominado Planalto Ocidental. Esta região geomorfológica, a partir do seu limite geográfico a leste, representada pelas Cuestas Basálticas, prossegue para oeste com um suave caimento, acompanhando o relevo das feições das camadas subjacentes. Encontram-se, no Planalto Ocidental, rochas do Grupo Bauru, essencialmente constituídas por arenitos, que podem apresentar cimento carbonático e/ou silicoso.

A região oferece uma paisagem com colinas amplas e médias. Nas colinas amplas a presença de interflúvios com área superior a 4km² é predominante, os topos são extensos e aplainados e as vertentes têm perfis retilíneos a convexos. A drenagem de baixa densidade tem um padrão subdendrítico, com vales abertos, planícies aluviais interiores restritas, com presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes. Já em presença de colinas médias, os

interflúvios têm área entre 1 a 4km², topos aplainados, vertentes com perfis convexos a retilíneos. A drenagem de média a baixa densidade tem um padrão subretangular, vales abertos a fechados, planícies aluviais restritas e presença eventual de lagoas perenes ou intermitentes. Este sistema estende-se ao redor da cabeceira do Rio Turvo, sobre arenitos Adamantina. O relevo com morretes alongados e espigões apresenta interflúvios que não mostram uma orientação preferencial, os topos são angulosos e as vertentes são ravinadas com perfis retilíneos. A drenagem é de média a alta densidade, com padrão dendrítico e vales fechados. A ocorrência deste tipo de relevo é em correspondência da cabeceira do Rio Turvo sobre o substrato arenoso das formações Marília e Adamantina.

4.3 Hidrometeorologia

4.3.1. O clima no Estado de São Paulo

Em função de avanços e recuos das massas de ar, têm-se ao longo do ano diferentes características climáticas. Os anos de pluviosidade mais elevada estão diretamente relacionados com a atividade das massas polares; os anos mais secos resultam de maior atuação das massas intertropicais; e aqueles de pluviosidade média correspondem a um equilíbrio entre os dois sistemas.

A distribuição das chuvas no Estado de São Paulo está, portanto, associada ao domínio das massas tropicais (continental e marítima) e polares, com correntes de sul e leste; à disposição do relevo e à proximidade ou não do mar.

Devido a essas características, conforme Monteiro (1973) e Sant'Anna Neto (1995), cerca de 70 a 80% das chuvas no Estado de São Paulo são originadas dos sistemas extratropicais, através da Frente Polar Atlântica.

O Estado de São Paulo recebe grande quantidade de chuvas, com índices anuais que variam de 1.100 a 2.000 mm. Existem pequenas manchas isoladas com índices inferiores a 1.100 mm, e outras (áreas serranas do Litoral) com índices mais elevados do País, em torno de 4.500 mm (MONTEIRO, 1973).

As chuvas se concentram, de maneira geral, de outubro a março, com diferenciações quanto ao trimestre mais chuvoso; o período de menor pluviosidade ocorre de abril a setembro, com o trimestre mais seco distribuído entre junho e agosto, como acontece em

praticamente todo o Estado. Isto ocorre porque a Massa Polar Atlântica (dominante) gera estabilidade do tempo e ocorre a dissipação das frentes para o nordeste do país.

As precipitações no Estado de São Paulo diminuem do Litoral para o Interior, em função da continentalidade, não prevalecendo essa constatação para aquelas áreas com relevo mais elevado, como as linhas de cuestas e a Serra da Mantiqueira (SANT'ANNA NETO, 1995).

4.3.2. Caracterização climática do município de Agudos

Com base na classificação climática proposta por Köppen, o tipo climático predominante é do tipo Cwa, isto é, clima quente e úmido, com inverno seco. Apresenta no mês mais seco totais e chuvas inferiores a 30mm; temperaturas médias superiores a 22°C no mês mais quente e temperaturas menores que 18°C no mês mais frio.

4.4. Vegetação

Remanescentes da vegetação natural podem ser observados, caracterizando-se por maciços isolados, das seguintes formações vegetais: Floresta e Cerrado.

Como tais formações vegetais são indicativas de eutrofismo ou oligotrofismo e de condições pedoclimáticas, as mesmas foram utilizadas como fase das unidades de mapeamento, de maneira a fornecer informações adicionais de interesse agrícola.

Dentre os tipos de vegetação empregados pelo Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, para determinação de fases de unidades de mapeamento, foram utilizados: Floresta Tropical Subcaducifólia e Cerrado Tropical (EMBRAPA, 1997).

5. MÉTODO DE TRABALHO

5.1. Trabalho de Escritório

Foram utilizados mapas antigos da área a ser estudada, folhas planialtimétricas na escala 1:50.000, que serviram de mapa base de campo, com curvas de nível com intervalo vertical de 20 metros.

O mapa definitivo de solos da área foi elaborado na escala 1:50.000, empregando-se fotografias aéreas provenientes da cobertura aerofotogramétrica do Estado de São Paulo de 1960 e 1972, na escala nominal aproximada 1:25.000, para aprimorar os limites das unidades

de mapeamento. A área mínima mapeável considerada foi de $0,16\text{cm}^2$, representando 1ha. O mapa de classes de declive foi elaborado a partir das folhas planialtimétricas. Os intervalos considerados para as classes, em porcentagem, foram: 0-3; 3-6; 6-12; 12-20; 20-40 e $> 40\%$ correspondendo, respectivamente, às classes de relevo: plano, suave ondulado, ondulado, forte ondulado, montanhoso e escarpado.

A classificação das formas de uso e ocupação do solo foi elaborada através imagens de sensoriamento remoto (LANDSAT5 do ano 2001), cuja resposta espectral foi analisada segundo o método de classificação supervisionada desenvolvido internamente ao software IDRISI 3.2 (EASTMAN, 1999).

5.2. Trabalho de Campo

Utilizando-se as folhas planialtimétricas na escala 1:50.000, fotografias aéreas na escala 1:25.000 e efetuando-se um percurso geral na área a ser levantada, obteve-se o mapa preliminar de solos.

A seguir, procedeu-se ao levantamento de solos propriamente dito, verificando-se no campo os pontos marcados mediante fotointerpretação, permitindo reduzir significadamente a densidade de amostragem e, desta forma, os custos de mapeamento, como já relevado por Moreira e Sobrinho (1993), em relação às técnicas de sensoriamento remoto.

Foram observados 26 pontos por tradagem, coletando-se amostras a dois intervalos de profundidade 0-20cm e 40-60cm para análise em laboratório, como mostrado na Tabela 3. A distribuição espacial dos pontos de amostragem está ilustrada na Figura 1.

De posse dos resultados analíticos, novos caminhamentos foram estabelecidos em toda a extensão da área para confirmação e delimitação dos limites anteriormente traçados das unidades de solo.

As descrições morfológicas foram efetuadas de acordo com o Manual para Descrição de Solo no Campo (LEMOS et al., 1996).

5.3. Trabalho de Laboratório

As análises físicas foram realizadas de acordo com o Manual de Métodos de Análise de Solos (EMBRAPA, 1997), e as análises químicas foram executadas segundo metodologia descrita em Raij et al. (2001).

Tabela 3. Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem.

numero ponto de amostragem	Coordenadas Geográficas		
	x	y	z
AG1	709281	7510993	669
AG2	707549	7509624	591
AG3	708448	7507180	609
AG4	700492	7511260	700
AG5	709765	7516170	627
AG6	704713	7522559	552
AG7	703950	7519108	600
AG8	717083	7519858	565
AG9	711390	7525150	593
AG11	694830	7506580	622
AG12	693233	7503627	610
AG13	690107	7504931	611
AG14	678433	7499073	573
AG15	669695	7494086	541
AG16	674918	7490779	568
AG17	674715	7484755	621
AG18	675473	7480892	664
AG19	669577	7489195	522
AG20	684315	7495882	621
AG21	687760	7489968	630
AG22	696196	7493478	692
AG23	704755	7498775	729
AG24	698794	7503525	644
AG25	698062	7498357	648
AG26	705455	7506852	654

5.4. Critérios pedológicos utilizados (EMBRAPA, 2006)

Horizontes Diagnósticos

- *A Moderado*: Horizonte mineral superficial que apresenta teores de carbono orgânico variáveis e não satisfaz as características para eleger os demais tipos de horizonte A (chernozêmico, proeminente, antrópico, turfoso e fraco).
- *B Latossólico*: Horizonte mineral subsuperficial com os seguintes requisitos: espessura igual ou maior que 50cm; CTC após dedução da contribuição do carbono orgânico menor que 17 cmol/kg de argila; relação silte/argila menor que 0,7; minerais de argila do tipo 1:1; pouca cerosidade; transição difusa entre horizontes; estrutura granular desenvolvida.

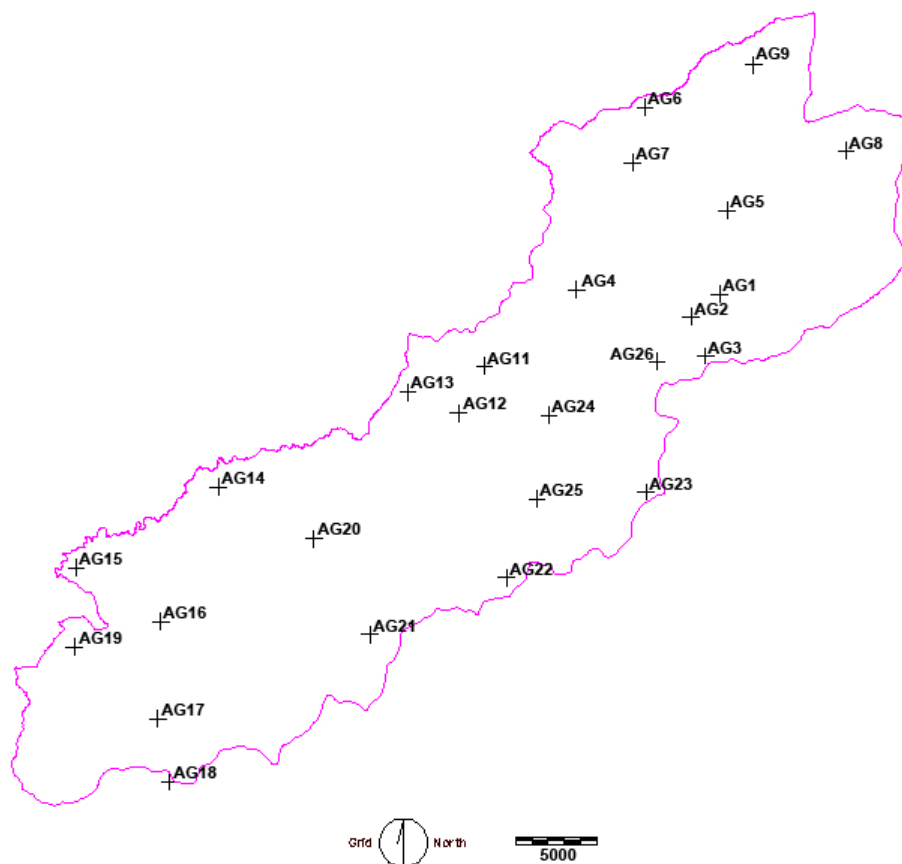


Figura 1. Distribuição espacial dos pontos de amostragem.

Classes Texturais Generalizadas: Foram consideradas as seguintes: textura argilosa - solos com mais de 35% de argila; textura média - solos com teor de argila entre 15 e 35%; textura arenosa - solos com menos de 15% de argila.

Caráter Distrófico: Definido pelo valor do índice de saturação por bases: $V\% = S * 100 / CTC$ menor de 50%.

Caráter Eutrófico: Definido pelo valor do índice de saturação por bases: $V\% = S * 100 / CTC$ igual ou superior de 50%.

Cor do Solo: Critério relacionado a outras propriedades, principalmente aos teores de óxidos/hidróxidos de ferro na fração menor que 2mm e suscetibilidade magnética do material seco triturado.

Fases: Dizem respeito à vegetação e relevo. Foram consideradas as seguintes fases: de vegetação - floresta tropical subcaducifólia e cerrado tropical; de relevo - plano, suave ondulado, ondulado, fortemente ondulado, montanhoso, escarpado.

Descrição das Classes de Solo

- *Latossolo Vermelho-Amarelo:* Solo mineral não hidromórfico, com horizonte B latossólico e coloração vermelho-amarela. Com textura média, sendo sempre acentuadamente drenados e relativamente profundos. Ocorre em colinas amplas e também em relevos mais movimentados, representados por colinas médias e morros arredondados.
- *Latossolo Vermelho:* Solo mineral não hidromórfico, com horizonte B latossólico e coloração vermelho. Com textura média, sendo sempre acentuadamente drenados e relativamente profundos. Ocorre em colinas amplas e também em relevos mais movimentados, representados por colinas médias e morros arredondados.
- *Argissolo Vermelho-Amarelo:* Constitui solo bem a moderadamente drenados, variando de rasos a profundos e textura variando de arenosa/média a argilosa/muito argilosa. A relação textural é também muito variável, ocorrendo solos com mudança textural abrupta entre os horizontes A e B, até solos com pequena variação do teor de argila ao longo do perfil. Ocorrem em relevos com encostas declivosas, predominando relevos de colinas médias e morretes alongados. Em geral, existe uma certa relação entre a profundidade dos perfis, textura e declividade de encostas. Solos de texturas arenosas são normalmente profundos, enquanto que os de textura argilosa apresentam profundidade relativamente menores. Por outro lado, observa-se que os perfis mais profundos situam-se nas porções inferiores das encostas, coincidindo com superfícies menos declivosas.
- *Neossolo Quartzarênico:* Solos que não exibem a presença de horizonte B, com teores de argila inferiores a 13% em todo perfil, geralmente profundos, bastante permeáveis, porém com pouca coesão em suas partículas, em função dos baixos níveis de argila presente.

6. RESULTADOS

6.1. Unidades de mapeamento

O levantamento de solos efetuado no Município de Agudos - SP possibilitou a caracterização de sete unidades de mapeamento.

A cartografia dos solos permitiu observar a ocorrência das seguintes unidades: Latossolo Vermelho Amarelo distrófico LVA_d – 18.983,9ha – 19,62% da área; Latossolo Vermelho Amarelo Quartzarênico distrófico LVA_{qd} – 21.126,23ha – 21,84% da área; Latossolo Vermelho Amarelo Quartzarênico eutrófico LVA_{qe} – 7.832,45ha – 8,10% da área; Latossolo Vermelho Escuro distrófico LVE – 2.787,97ha – 2,88% da área; Neossolo Quartzarênico distrófico RQ_d – 33.394,23ha – 34,52% da área; Neossolo Quartzarênico eutrófico RQ_e – 4.771,68ha – 4,93 % da área e Argissolo Vermelho Amarelo distrófico PVA_d – 7.843,88ha – 8,11% da área. As unidades de mapeamento ou “manchas de solo”, identificadas no levantamento pedológico, estão apresentadas no mapa de Figura 2, cuja simbologia foi descrita anteriormente. Para uma visão detalhada dos valores das análises físico-químicas das amostras, vide o trabalho de Zimback e Traficante (2006).



Figura 2. Unidade de mapeamento do Município de Agudos – SP.

6.2. Modelo Digital do Terreno

A superfície do território municipal foi digitalizada a partir dos mapas topográficos de 1975 do IBGE na escala 1:50.000 (quadriculas de Agudos, Bauru, Duartina, Turvinho, Lençóis Paulistas, Domélia, Óleo, Santa Bárbara), concedidos pela Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP de Botucatu.

A partir da digitalização das curvas de nível e dos pontos cotados, construiu-se o modelo digital do terreno, uma representação numérico-matemática contínua do relevo do município, que foi utilizada na construção do mapa de declividades, assim como para extrair outras importantes informações de caráter topográfico (Figura 3).



Figura 3. Modelo digital do terreno do Município de Agudos – SP.

A distribuição espacial das declividades foi diretamente associada (como mostrado na Tabela 1) ao grau de limitação de uso da terra, e indiretamente à definição de outros fenômenos impactantes no meio físico, tais como o deflúvio e a erosão. A Tabela 4 contém dados relativos à extensão das seis classes de declividade discriminadas, utilizando os intervalos de enquadramento desta categoria em conformidade à Tabela 1.

Tabela 4. Distribuição espacial e descrição das classes de declividades das terras do Município de Agudos – SP.

Área Municipal ocupada pelas classes de declive		
	(ha)	(%)
relevo plano (0-3%)	122,46	12,68%
relevo suavemente ondulado (3-6%)	358,47	37,12%
relevo ondulado (6-12%)	368,3	38,14%
relevo fortemente ondulado (12-20%)	86,72	8,98%
relevo montanhoso (20-40%)	22,06	2,28%
relevo escarpado (>40%)	7,69	0,80%
total	965,7	100,00%

Como apresentado na Tabela 4, o relevo suavemente ondulado e o ondulado predominam no município de Agudos, estendendo-se por uma área de 72.676,71ha, equivalente a 75,26% da total extensão das terras municipais.

O mapa de declividade, ilustrado na Figura 4, definiu um dos critérios fundamentais para a identificação das classes de capacidade de uso.

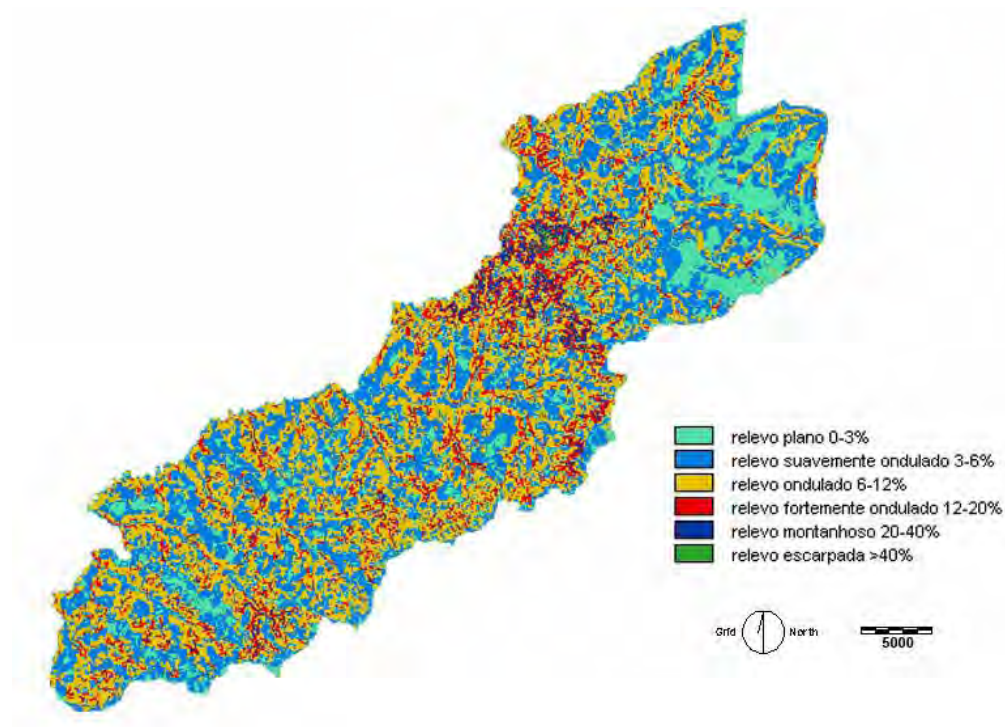


Figura 4. Mapa das declividades do Município de Agudos – SP.

6.3. Capacidade de uso da terra

A distribuição dos solos mostra uma porção significativa da área composta por Latossolo e Neossolo com baixa fertilidade natural devido ao caráter distrófico desses solos, indicando uma saturação por bases (V%) menor que 50%. Esses solos representam 78,86% (76.289,43ha) do município de Agudos, estando incluídas as unidades de solos de caráter álico. Essa inclusão ocorreu com a mais recente classificação de solos, o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006), no qual os solos anteriormente classificados como álicos (saturação por alumínio maior que 50% e teor de alumínio maior que $4\text{cmol}_c\text{ kg}^{-1}$), são identificados como tendo caráter alumínico, caso contrário como distróficos. Associado ao fato desses solos serem distróficos, verifica-se que eles são extremamente ácidos, com pH variando entre 3,9 e 4,7, resultando em uma baixa saturação por bases e alta saturação por alumínio, principalmente quando observados os valores da camada mais profunda (40-60cm).

Os solos eutróficos apresentam valores médios de pH maiores que os distróficos (entre 4,7 e 5,3) refletindo na diminuição de saturação por alumínio e aumento da saturação por bases, mas mantendo os teores de matéria orgânica e principalmente de fósforo baixos.

Os solos do município são profundos, refletindo em um grande volume de armazenamento de água, mas a textura arenosa colabora também para uma evaporação mais acentuada e, em consequência, um menor volume total de água armazenada. Em termos de deficiência de água em períodos secos, isso significa que grande parte do município apresenta a possibilidade de oferecer restrição ao desenvolvimento de culturas ou de pastagem, em virtude do baixo nível de microporosidade resultante de baixos teores de argila, o que condiciona uma reduzida retenção de umidade no perfil do solo após o período chuvoso.

Estas informações, associadas às características hidrológicas das microbacias de Agudos (permeabilidade, infiltração e topografia que incidem diretamente na formação de escoamento profundo e superficial) e à tendência natural para a produção de processos erosivos, registrada durante as visitas de campo, permitem delinear a distribuição espacial das potencialidades das terras agudenses (Figura 5).

As características de cada classe de capacidade de uso, com base na Tabela 1, estão sintetizadas na Tabela 5.

Tabela 5. Distribuição espacial e descrição das classes de capacidade de uso das terras do Município de Agudos– SP.

Classe de uso	Descrição	Área	
		ha	(%)
III s	Classe composta por terras cultiváveis com problemas de conservação ou manutenção de melhoramentos. São terras planas e suavemente onduladas com fertilidade natural baixa. Por ter a sua maior limitação relativa à fertilidade do solo não apresenta maiores restrições quanto à ocupação por culturas agrícolas.	936,07	0,96
III s,e	Classe composta por terras cultiváveis com problemas de conservação ou manutenção de melhoramentos. A subclasse é definida pela limitação na fertilidade do solo e pela ocorrência ocasional e freqüente de erosão em sulcos profundos e superficiais e voçorocas. Encontram-se os primeiros conflitos de uso, requerendo vegetação nos declives mais acentuados.	10353,30	10,73
IV e	Classe composta por terras limitadas pela presença de um relevo fortemente ondulado. Estes solos podem apresentar problemas de moto-mecanização e possuem uma fertilidade natural baixa. Locais de solo exposto representam áreas onde se deve haver o maior cuidado para a conservação do solo. Pode haver perda na produção em tempos curtos.	897,92	0,92
VI s	As terras desta classe recobrem a maior parte do território municipal, encontrando a maior limitação na fertilidade natural do solo, composto essencialmente por latossolos e neossolos distróficos. A acidez destes solos representa um forte obstáculo para a produção agrícola. Relevos planos, suavemente ondulados e ondulados ocorrem nas terras desta classe.	63457,06	65,76
VI s,e	Terras de baixa fertilidade onde o risco à erosão é severo, devido às características do solo arenoso e à maior cobertura do solo por superfícies impermeáveis. Pela natureza destas áreas é aconselhado um uso limitado e moderado para pastoreio e a salvaguarda da cobertura natural e mata ciliar para mitigar e conter os efeitos dos processos erosivos.	4662,64	4,77
VI e	Terras suscetíveis à erosão. Apresentam relevo fortemente ondulado a muito severo, propiciando a geração de escoamento superficial e aumentando o risco à erosão. Únicas culturas permitidas são as permanentes protetoras do solo, não podendo estas áreas ser ocupadas por culturas anuais.	3547,16	3,68
VII e	As terras desta classe estão severamente limitadas para outras utilizações que não florestas, com risco de erosão muito severa e declividades muito acentuadas, propiciando deflúvio rápido ou impedindo a moto-mecanização.	12715,97	13,18
total		96500	100

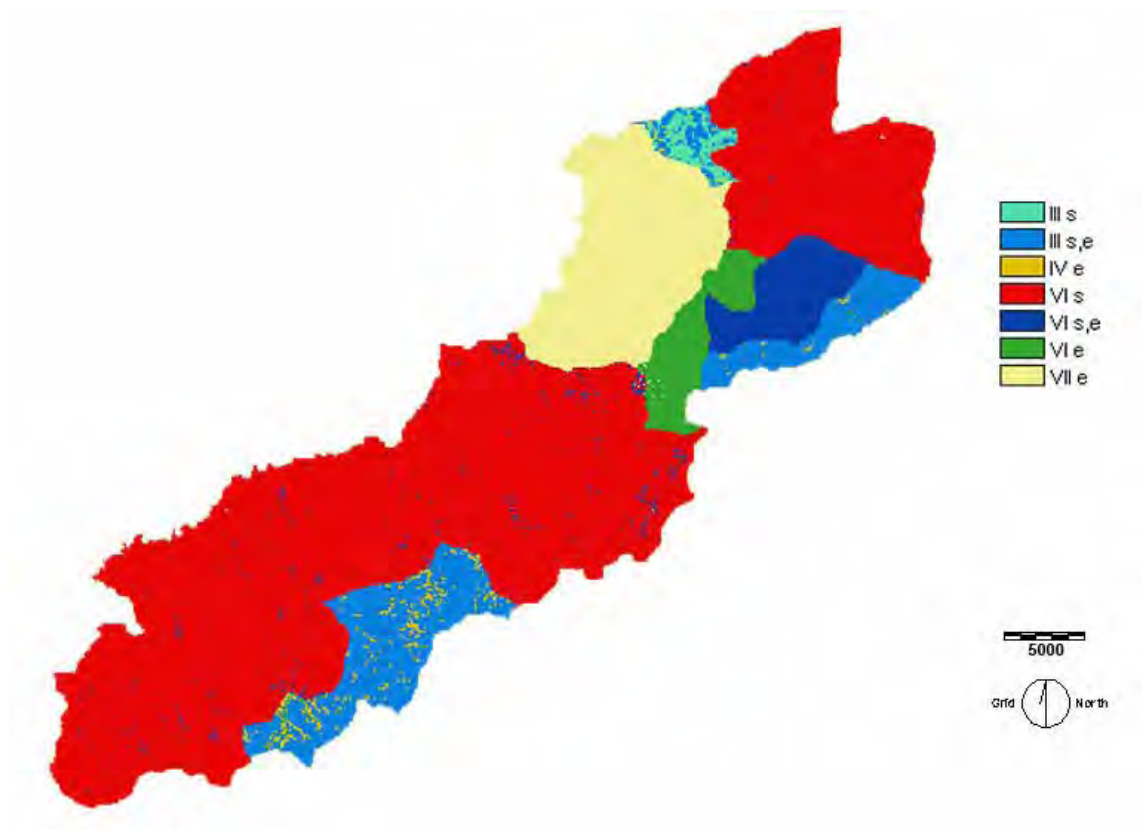


Figura 5. Distribuição espacial das classes de capacidade de uso das terras do Município de Agudos – SP.

6.4. Adequação de uso da terra

A conformidade do uso das terras com as potencialidades evidenciadas na classificação de uso é expressa através de um sistema de sobreposição destas duas informações. A classificação do uso atual utiliza a seguinte discriminação: reflorestamento, solo exposto, cultivo, pasto, mata natural, lagos e reservatórios e área urbana. A Tabela 6 mostra a extensão em hectares de cada classe de uso.

As classes de uso são distintas uma das outras através de técnicas de classificação supervisionada. Porém, a resposta espectral de alguns alvos pode apresentar os mesmos valores, gerando, desta forma, uma ambigüidade na interpretação. Isso se deve ao fato de que uma pequena porcentagem de solo exposto pode estar incluída nas classes de “cultivo” e “pasto”, no caso de preparação do solo para cultivo, operações de manejo, pequenas trilhas percorridas pelo gado, etc.

Tabela 6. Extensão das classes de uso no Município de Agudos.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	17.135,42	17,74%
Solo Exposto	6.030,49	6,24%
Cultivo	25.895,58	26,82%
Pasto	28.015,32	29,01%
Mata Natural	18.457,92	19,11%
Lagos e Reservatórios	56,77	0,06%
Área Urbana	978,81	1,01%
total	96.570,31	100,00%

A Figura 6 mostra a distribuição espacial das superfícies classificadas no município de Agudos, enquanto a Figura 7 apresenta a distribuição dos diferentes tipos de uso de solo em cada classe de capacidade de uso da terra evidenciada precedentemente.

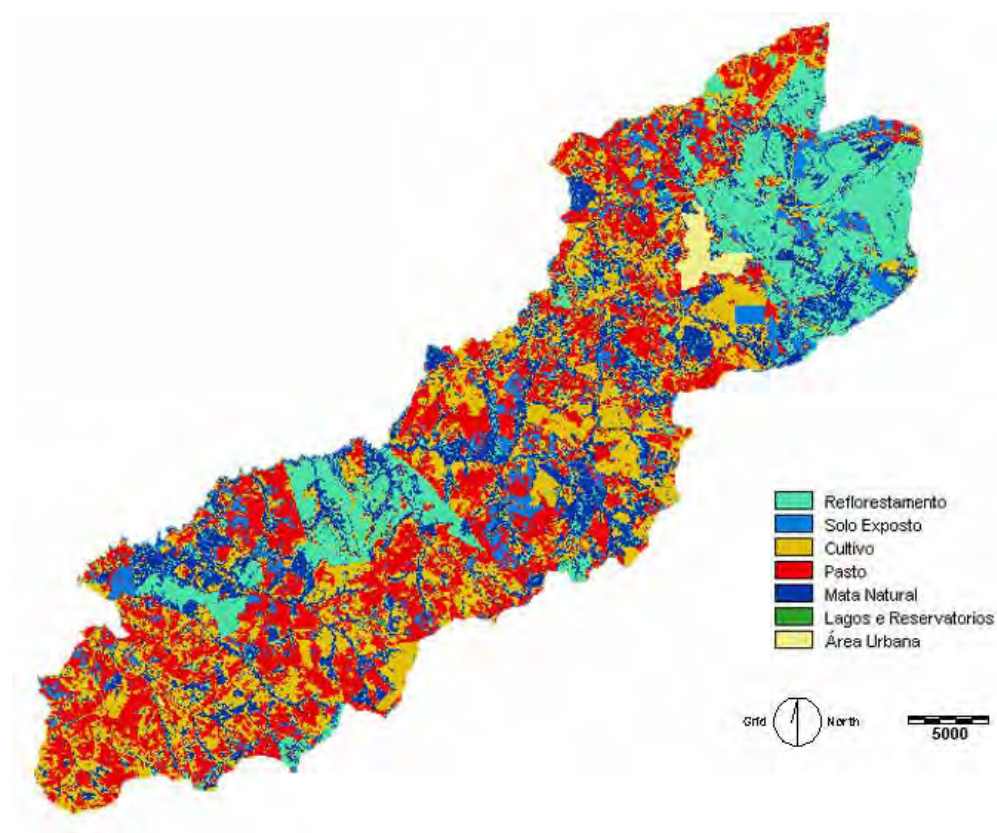


Figura 6. Distribuição espacial das classes de uso atual das terras do Município de Agudos – SP.



Figura 7. Distribuição espacial das classes de uso atual das terras em cada classe de capacidade de uso para o Município de Agudos – SP.

As terras da classe **IIIs** (Tabela 7) não apresentam particulares limitações, sendo a fertilidade o fator mais limitante, estando situadas na extremidade norte-ocidental e ocupadas essencialmente por áreas de pastoreio (38,93%) e de cultivo (24,73%).

Tabela 7. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade IIIs.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	115,88	12,38%
Solo Exposto	123,98	13,24%
Cultivo	231,50	24,73%
Pasto	364,39	38,93%
Mata Natural	100,23	10,71%
Lagos e Reservatórios	0,09	0,01%
Área Urbana	0,00	0,00%
total	936,07	100,00%

As terras da classe **IIIs,e** (Tabela 8) apresentam os primeiros problemas de conservação, registrando fenômenos erosivos ligeiros, devidos à natureza dos solos na área mais oriental e à topografia ao longo da borda municipal na porção sudeste. O pastoreio (33%) e cultivo (28,92%) representam os usos predominantes nesta categoria. A porcentagem de solo exposto é bem baixa, na ordem de 6%, enquanto a ocupação por vegetação nativa é de 19%.

Tabela 8. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade IIIs,e.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	1.269,42	12,26%
Solo Exposto	665,35	6,43%
Cultivo	2.993,74	28,92%
Pasto	3.425,43	33,09%
Mata Natural	1.974,17	19,07%
Lagos e Reservatórios	25,19	0,24%
Área Urbana	0,00	0,00%
total	10.353,30	100,00%

As terras da classe IVe (Tabela 9), por apresentarem declividades mais acentuadas, são sujeitas à ocorrência de escoamentos superficiais rápidos, com presença de erosões profundas frequentes e em sulcos superficiais. As terras encontram-se na faixa sudeste, onde o pastoreio (33%) e o cultivo (35%) representam os usos predominantes nesta categoria. A porcentagem de solo exposto é baixa, cerca de 6%, enquanto a cobertura de vegetação natural chega a 20%. Pode-se então afirmar que os principais elementos de degradação do território correspondem às atividades produtivas.

Tabela 9. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade IVe.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	49,03	5,46%
Solo Exposto	52,36	5,83%
Cultivo	316,16	35,21%
Pasto	299,34	33,34%
Mata Natural	180,93	20,15%
Lagos e Reservatórios	0,00	0,00%
Área Urbana	0,00	0,00%
total	897,82	100,00%

As terras da classe VIe (Tabela 10) apresentam sérias limitações relativas à alta incidência de processos erosivos. O abaixamento da capacidade de infiltração da área deve ser provavelmente atribuído ao alto índice de impermeabilização (10% da categoria ocupada por área urbana), que mesmo em áreas de relevo não muito acidentado podem ser fontes de grandes volumes de escoamento com altas velocidades, quase diretamente ligados aos corpos

d'água superficiais. Outros usos que facilitam a ocorrência de processos erosivos são atividades de pastoreio (23%) e de cultivo (30%). Mesmo registrando um alto índice de cobertura vegetativa natural, ela está presente de forma agregada, onde a sua ação de filtro é mais limitada.

Tabela 10. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade VIe.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	238,07	6,71%
Solo Exposto	143,78	4,05%
Cultivo	1.082,19	30,51%
Pasto	828,92	23,37%
Mata Natural	894,96	25,23%
Lagos e Reservatórios	0,36	0,01%
Área Urbana	358,90	10,12%
total	3.547,18	100,00%

As terras da classe VIs (Tabela 11) ocupam a maior parte do território agudense (63457ha) e são caracterizadas por uma fertilidade baixa, que justifica a alta porcentagem utilizada no reflorestamento (20%) e no pasto (29%).

Tabela 11. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade VIs.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	13.226,84	20,84%
Solo Exposto	3.868,99	6,10%
Cultivo	16.455,68	25,93%
Pasto	18.433,00	29,05%
Mata Natural	11.424,60	18,00%
Lagos e Reservatórios	20,87	0,03%
Área Urbana	27,08	0,04%
total	63.457,06	100,00%

As terras da classe VIs,e (Tabela 12) apresentam uma elevada limitação relativa à baixa fertilidade e à presença de processos erosivos severos. As práticas mais adequadas e já fortemente implementadas nesta área são: reflorestamento (27,95%), pasto (9,47%) e cobertura vegetal (27,64%). Nesta área está registrado o segundo maior índice de solo exposto e um alto índice de ocupação por culturas.

Tabela 12. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade VI,e.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	1.303,16	27,95%
Solo Exposto	500,70	10,74%
Cultivo	1.115,84	23,93%
Pasto	441,49	9,47%
Mata Natural	1.288,67	27,64%
Lagos e Reservatórios	7,29	0,16%
Área Urbana	5,49	0,12%
total	4.662,64	100,00%

As terras da classe VIIe (Tabela 13) prevalecem na Serra dos Agudos, onde o Argissolo é a mancha predominante e é sujeita a uma topografia muito acidentada, escassa permeabilidade e risco elevado de deflúvios muito rápidos. São as terras onde se encontram as maiores limitações, sendo o reflorestamento e a cobertura vegetal natural (em bosque ou mata), as ocupações mais adequadas. As áreas de cultivo (29%) e de pastagem (33%), próximas aos cursos d'água, representam os focos onde precisam ser concentrados os esforços de preservação. As manchas de solo exposto também são áreas onde é necessário intervir adequadamente, sobretudo nos declives mais acentuados, onde uma cobertura vegetal poderia constituir um valioso elemento de preservação. A área urbana marginal, que ocupa quase 5% desta classe, constitui uma variação de superfície abrupta, fragilizando fortemente estas terras, onde se encontram áreas de reservas naturais e corredores biológicos de importante valor ambiental em escala regional. Justamente nesta área de contato é preciso concentrar um maior cuidado para uma convivência menos conflitante entre cidade e meio físico.

Tabela 13. Distribuição dos usos atuais da terra na classe de capacidade VIIe.

	(ha)	(%)
Reflorestamento	933,01	7,34%
Solo Exposto	675,33	5,31%
Cultivo	3.700,47	29,10%
Pasto	4.222,58	33,21%
Mata Natural	2.594,35	20,40%
Lagos e Reservatórios	2,87	0,02%
Área Urbana	587,34	4,62%
total	12.715,95	100,00%

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O levantamento de solos efetuado no Município de Agudos – SP possibilita a caracterização de sete unidades de mapeamento, mostrando as áreas de maior fragilidade, onde se encontram as discrepâncias entre o uso atual e o uso potencial das terras municipais. A interpretação das informações aqui apresentadas permitirá a implantação de programas de manejo adequado para as terras do município ocupadas por atividades agropecuárias.

A cartografia dos solos permite observar a ocorrência das unidades pedológicas de um modo eficaz, através do uso de técnicas de geoprocessamento, mesmo mostrando que para uma delimitação mais precisa seria oportuno efetuar um ulterior detalhamento, sobretudo nas áreas de limite entre as unidades.

O relevo predominante varia entre o suavemente ondulado e o ondulado (respectivamente 3-6% e 6-12% de declive), cobrindo uma área de 72676,71ha (75,26%).

A discriminação das classes de uso da terra nas unidades IIIs (936,07ha – 0,96%), IIIs,e (10353,3ha – 10,73%), IVe (897,82ha – 0,92%), VIe (3547,18ha – 3,68%), VIs (63457,06ha – 65,76%), VIs,e (4662,64ha – 4,77%) e VIIe (12715,95ha – 13,18%) permite a individualização espacial dos diferentes potenciais do solo e das áreas problemáticas do município.

Em cada classe de capacidade de uso, o estudo da adequação revela as áreas de conflito, isto é, áreas subutilizadas e superutilizadas.

Generalizando, as terras referentes ao Município de Agudos possuem de médio a baixo potencial de fertilidade, são terras com grande susceptibilidade à erosão e baixa retenção de água. Pelo exposto, é indicada a correção sistemática da acidez e alumínio dos solos, práticas mecânicas intensivas de controle à erosão e suplementação de água em culturas exigentes de água no solo.

Apesar deste tipo de análise auxiliar o agricultor na escolha das práticas de manejo de suas atividades, tem sido utilizado como suporte de outras práticas de ocupação do solo, quais sejam: fossas sépticas, poços, residências, jardins domésticos, estradas e estacionamentos, campos de futebol, cemitérios, etc. Existem, todavia, diversas críticas a esta atitude, pois estas análises contêm escassas informações no que diz a respeito aos usos urbanos e territoriais. É, portanto, necessário fazer um esforço para que estas informações, muito ricas em relação às características do solo, sejam também de mais clara utilidade para os planejadores. A

interpretação destes dados deve ser reformulada e complementada, uma vez estabelecidos objetivos específicos para o planejamento ambiental.

Agradecimentos:

Este trabalho foi elaborado através convênio celebrado entre a PREFEITURA MUNICIPAL DE AGUDOS e a FUNDAÇÃO DE ESTUDOS E PESQUISAS AGRÍCOLAS E FLORESTAIS (FEPAF) e desenvolvida no DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURAIS E CIÊNCIAS DO SOLO da FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS - UNESP - Campus de Botucatu, contando com a colaboração, no desenvolvimento dos trabalhos de campo, do Técnico Agrícola LUIS ALEIXO ZESAROTTI, funcionário da Casa da Agricultura de Agudos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, Z.X.; TORNERO, M.T.; STIPP, N.A.F.; CARDOSO, L.G.; POLLO, R.A. Estudo da adequação do uso do solo, no município de Maringá – PR: utilizando-se de geoprocessamento. **Eng. Agric.**, Jaboticabal, v.24, n.2, p. 436-444, maio/ago. 2004.

BORGES, M.H.; PFEIFER, R.M.; DAMATTÊ, J.A.M. Evolução e mapeamento do uso da terra, através de imagens aerofotogramétricas e orbitais em Santa Bárbara d'Oeste (SP). **Sci. Afric.**, Piracicaba, 50(3), p. 365-371, out./dez. 1993.

BRITES, R.S.; SOARES, V.P.; COSTA, T.C.C.; NETO, A.S. Geoprocessamento e Meio Ambiente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Poços de Caldas, MG. **Anais...** Poços de Caldas: 1994, p. 141-163.

BUCENE, L.C. **Classificação de terras para irrigação utilizando um sistema de informações geográficas em Botucatu – SP**. Botucatu, SP: FCA UNESP, 2002. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado em Agronomia, Universidade Estadual Paulista de Bauru, 2002. p. 135.

BURROUGH, P.A. **Principles of geographical information systems for land resources assessment**. Oxford: Clarendon Press, 1989, 194 p.

COUTO, E.A.; SILVA, R.B.; ZAINÉ, J. **Estrutura de Piratininga**. 2. relat. São Paulo: Paulipetro, 1980. 23 p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos: Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos: Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, Rio de Janeiro, 2006. 412 p.

EASTMAN, J.R. IDRISI32. **Guide to GIS and image processing**. Massachusettes, Clark University. v.2, 1999. 169 p.

FORMAGGIO, A.R.; ALVES, D.S.; EPIPHANIO, J.C.N. Sistemas de informações geográficas na obtenção de mapas de aptidão agrícolas e de taxa de adequação de uso das terras. **Rev. Bras. Cien Solo**, v. 16, p. 249-256, 1992.

FUJIHARA, A.K. **Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento**. Piracicaba, SP: USP, 2002. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2002. p. 135.

FUKS, S.D. Novos modelos para mapas derivados de informações de solos. In: ASSAD, E.D.; SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas aplicações na agricultura**. 2 ed. Brasília: Embrapa, 1998, p. 373-410.

IPPOLITI, G.; MORTARA, M.O.; REZENDE, A.C.; SIMÕES, M.S.; VALERIO FILHO, M. Sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas no estudo da adequação do uso das terras nos municípios de Hortolândia e Sumaré (SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998, Santos. **Anais...** Santos: INPE, 1998, p. 123-131.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. Mapa geológico do Estado de São Paulo escala 1:500000. São Paulo, IPT. v. 2, 1981.

KELLER, E.C.S. **Projeto do mapeamento da terra: Aerofotogeografia**. 3. v. 1969. 1-15 p.

KOFFLER, N.F. **Uso das terras da bacia do Rio Bauru (SP): situação atual e potencialidade agrícola**. 17. v. Bauru: Mimesis, 1996. n.1, 99-125 p.

LEMOS, R.C. et al. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3^a. ed. Campinas: SBCS/SNLCS, 1996. 83 p.

LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI JR., R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4. ed. Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

MACEDO, J. Apresentação. In: ASSAD, E.D.; SANO, E.E. **Sistema de informações fitográficas aplicações na agricultura**. 2. ed. Brasília: Embrapa, p. VII. 1998.

MAGUIRRE, D.; GOODCHILD, M.F.; RHIND, D. **Geographical Information Systems Applications**. 2. ed. London: Longman Scientific & Technical, 1991, 2. v., 447 p.

MOREIRA, M.L.C.; SOBRINHO, J.B.P. Levantamento de reconhecimento de alta densidade dos solos e avaliação da aptidão agrícolas das terras do município de Jauru-MT área piloto para teste de metodologia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7., 1993, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1993, 3. v., p. 306-313.

NOGUEIRA, F.P. **Uso agrícola sustentado das terras do município de Vera Cruz, SP: proposta metodológica.** Rio Claro, SP: UNESP, 2000. Originalmente apresentada como Tese de Doutorado, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, 2000, 84 p.

OLIVEIRA, P.S.G.; PEREZ FILHO, A. Aplicação da fotografia aérea na recomposição da mata ciliar em bacias hidrográficas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22., 1993, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: 1993, p. 441-455.

PIROLI, E.L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra do município de Botucatu – SP.** Botucatu, SP: UNESP, 2002. Originalmente apresentada como tese, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 2002. p. 122.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais.** Campinas: IAC, 2001. 285 p.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K.J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras.** Rio de Janeiro: Embrapa, 1995. 65 p.

RIBEIRO, F.L.; CAMPOS, S. Capacidade de uso da terra no alto rio Pardo, Botucatu (SP): através do sistema de informação geográfica. **Energia na Agricultura**, v. 14, n. 2, p.48-60, 1999.

RODRIGUES, J.B.T.; ZIMBACK, C.R.L.; PIROLI, E.L. Utilização de sistema de informação geográfica na avaliação do uso da terra em Botucatu (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 675-681, 2001.

ROSA, R.A. Utilização de imagens TM/LANDSAT em levantamento de uso do solo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 6., Manaus, 1990, São José dos campos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1990. 2. v., p. 419-425.

SOARES, P.C.; LANDIM, P.M.B.; FÚLFARO, V.J.; SOBREIRO NETO, A.C. Ensaio de caracterização estratigráfica do cretáceo no Estado de São Paulo: grupo Bauru. **R. Bras. Geoci.**, São Paulo, n. 10 (2), p. 177-185, 1980.

STEINER, F. **Costruire il Paesaggio: un approccio ecologico alla pianificazione.** segunda Ed. Milano: McGraw-Hill, 2004. 274 p.

SUGUIO, K.; BARCELOS, J.H. Significados paleoclimáticos e paleoambientais das rochas calcárias da Formação Caatinga (BA) e do Grupo Bauru (MG/SP). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 31., **Anais...** 1980.

SUGUIO, K.; BIIRENTIOLC, M.; SALATI, E. **Composição química e isotópica dos calcários e ambiente de sedimentação da Formação Bauru**. São Paulo, Instituto de Geociências, USP, n. 6, p. 55-75, 1975. Boletim técnico.

SUGUIO, K.; FÚLFARO, V.J.; AMARAL, G.; GUIDORTZ, L.A. Comportamentos estratigráfico e estrutural da Formação Bauru nas regiões administrativas 7 (Bauru), 8 (São José do Rio Preto) e 9 (Araçatuba) no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOLOGIA REGIONAL, São Paulo, 1977. **Anais...** São Paulo: SBG, 1. ata., p. 231-247.

ZIMBACK, C.R.L.; RODRIGUES, R.M. **Determinação das classes de capacidade de uso das terras da fazenda experimental de São Manoel – UNESP**. Botucatu: UNESP, FCA, 1993. 21 p.

ZIMBACK, C.R.L. **Levantamento de solos**. São Paulo: UNESP, 1997. Originalmente apresentada no curso de pós-graduação, Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, 1997. Apostila.

ZIMBACK, C.R.L.; TRAFICANTE, C. **Levantamento semidetalhado e determinação da capacidade de uso das terras**. Agudos: 2006.

CAPÍTULO II

REDES ECOLÓGICAS – A QUESTÃO DOS BIÓTOPOS NO PLANEJAMENTO DA PAISAGEM

Redigido conforme às normas da revista: **ENGENHARIA AGRÍCOLA**

REDES ECOLÓGICAS – A QUESTÃO DOS BIÓTOPOS NO PLANEJAMENTO DA PAISAGEM

RESUMO: O presente trabalho configura-se como uma etapa da busca de critérios para o projeto de uma rede ecológica, procurando individualizar, através de uma metodologia de simples entendimento e aplicação, a localização das áreas mais idôneas para a sua realização, dando ênfase à conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos das espécies animais terrestres. O método utilizado na individualização dos graus de idoneidade baseia-se em uma modificação dos modelos da paisagem e de dispersão propostos por Vuilleumier e Prélaz-Doux (2002), internamente a uma reflexão mais ampla sobre o planejamento do território ocupado por urbanização difusa, típica de muitas realidades européias, mas também brasileiras. O método mostra flexibilidade e simplicidade na sua aplicação, permitindo visualizar e compreender como os diferentes elementos que compõem a paisagem, isto é, sistemas naturais e artificiais, interagem entre si e influenciam a cobertura vegetal natural e a vida no seu interior. A escala territorial apresenta-se como o palco ideal para entender a complexidade das relações que caracterizam uma paisagem, mas o método permite, ao mesmo tempo, efetuar uma aproximação que possa embasar uma proposição na escala local com intervenções e práticas de compensação ecológica. Os resultados, apresentados graficamente em forma de mapas, constituem materiais de fácil leitura e, por isso, disponíveis para todos os sujeitos envolvidos no planejamento do território e da paisagem.

PALAVRAS-CHAVES: modelo da paisagem, modelo de dispersão, urbanização difusa, fragmentação de habitats.

ECOLOGICAL NETWORK – BIOTOPE ISSUE IN LANDSCAPE PLANNING

ABSTRACT: This paper aims to delineate the criteria selection for ecological network. An easy to understand and to apply methodology identifies the localization of the most suitable areas for ecological network and it focuses on biodiversity conservation and ecological processes maintenance for terrestrial species. The method for the suitability map is an adaptation of the landscape and dispersal models proposed by Vuilleumier and Prélaz-Doux

(2002), which inserts into the debate on planning for human dominated lands with dispersed urbanization (that is typical of many European landscapes as well as Brazilian ones. The method fits a wide range of applications, it helps to visualize and understand the interaction among different landscape elements, such as natural and artificial systems, and the effects of this interaction on natural vegetation cover and game life within. The outcomes are shown graphically as maps and constitute easy to read materials, and thus, they are available for any stakeholder involved in the land and landscape planning.

KEYWORDS: landscape model, dispersal model, dispersed urbanization, habitat fragmentation.

INTRODUÇÃO

A conservação da natureza pode ser definida como a proteção da riqueza natural de uma paisagem (PLOEG e VLIJM, 1978 apud GENELETTI, 2004a). A busca de critérios e informações para a identificação das prioridades de conservação constitui o objetivo da avaliação ecológica, que representa a ligação entre a ciência ecológica e a prática de gestão da terra (GENELETTI, 2004a).

As decisões do uso da terra, na ótica da conservação da natureza, enfrentam o problema representado pela escassez de informações ecológicas, que não são facilmente disponíveis e são economicamente caras. Conseqüentemente, os planejadores raramente têm a disposição um adequado *background* sobre a relevância da terra em termos de conservação da biodiversidade. Isto é particularmente verdadeiro nas paisagens dominadas pelo homem, onde a matriz artificial (áreas residenciais, campos agrícolas, etc.) envolve manchas pontuais de ecossistemas naturais, como florestas e áreas úmidas (GENELETTI, 2004b). São justamente estas paisagens antrópicas que, no último século, viram diminuir as áreas de naturalidade e a diversidade da estrutura espacial em função do racionalismo das práticas agrícolas que conduziu a uma standardização do campo. A necessidade de terra para o desenvolvimento social, a expansão da cidade, o aumento do tráfego, etc, geraram e geram conflitos e preocupações sobre os ecossistemas e a biodiversidade (VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002). Em particular são relevantes os elementos espaciais da paisagem que compõem

verdadeiros obstáculos ao movimento da vida selvagem e são definidos como barreiras ecológicas. O efeito barreira provocado por alguns tipos de cobertura do solo, como estradas, edificações, agriculturas intensivas, industrialização e urbanização, é estritamente espécie-específico e, conseqüentemente, diferentes tipologias de paisagem apresentam diferentes permeabilidades por cada espécie (BATTISTI, 2004). Além disso, depende também da natureza da própria barreira: uma barreira induzida por transformações antrópicas pode agir de modo diferente do que uma natural (mar, montanhas, desertos, etc.), que, por sua vez, podem provocar efeitos em escalas espaciais e temporais muitos diferentes em termos ecológicos, mas também evolutivos (BATTISTI, 2004).

As barreiras não são, porém, uma simples restrição ao movimento, mas induzem também uma divisão e isolamento espacial e funcional dos espaços naturais. Este fenômeno é conhecido pelos ecologistas e conservacionistas como “fragmentação de habitat”, que é amplamente reconhecida como a ameaça mais importante à biodiversidade (COLLINGE, 1996).

De qualquer forma, um guia operacional para a determinação dos impactos causados por projetos da transformação da paisagem, em termos de fragmentação, é ainda pouco desenvolvida. Este se deve ao fato de que a fragmentação é um fenômeno muito complexo e as tentativas de modelagem podem ainda ser consideradas em fase experimental (BOGAERT et al., 2000 apud GENELETTI, 2004b). É preciso, então, dotar-se de instrumentos que consentem a interpretação destes efeitos, para conservar o patrimônio da biodiversidade, dos ecossistemas e das características histórico-tradicionais na paisagem fragmentada. Proteger a biodiversidade é considerado uma das missões mais críticas para manutenção da saúde do planeta. Este objetivo pode ser perseguido somente se a questão é observada não somente sob um ponto de vista ecológico, mas também das atividades humanas que são integradas e fazem parte do sistema. (BRUEL e BAUDRY, 1999 apud VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002).

Fragmentação de habitats

Existe uma ampla literatura que detém-se sobre a definição de “fragmentação dos habitats”, ou mais simplesmente fragmentação. Além da definição de Collinge (1996), para a

qual a fragmentação é uma progressiva perda e isolamento dos habitats, há a de Battisti (2004) para o qual é um processo que intervém sobre uma pré-existente heterogeneidade natural, levando a justaposição de tipologias ecossistêmicas diferentes estruturalmente e funcionalmente entre si. Ainda segundo Opdam et al. (1994), um determinado habitat espacialmente não contínuo pode ser gradualmente subdividido em fragmentos menores e cada vez mais separados dentro de uma matriz, onde as espécies, estreitamente ligadas a este habitat, não podem cumprir o próprio ciclo de vida.

Os efeitos da fragmentação (Figura 1) podem conduzir a uma degradação da biodiversidade ecossistêmica, assim como, da capacidade de estabilização e recuperação do ecossistema. A biodiversidade é mais conservada dentro de ecossistemas maiores e mais conexos do que nos menores e mais isolados, porque as espécies são mais numerosas e menos sujeitas à extinção (GENELETTI, 2004b).

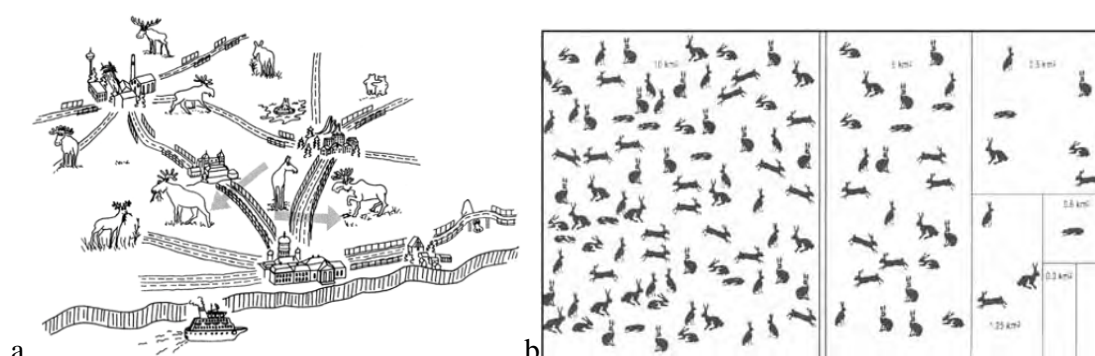


Figura 1. a) Ilustração da fragmentação induzida pela infra-estrutura na comunidade de veados (Väre, 2001 apud Krisp, 2006); b) dimensão dos habitats e efeitos sobre a população (Lähde, 2001 apud Krisp, 2006).

Por exemplo, a riqueza das espécies de pássaros normalmente diminui quando a densidade dos assentamentos humanos aumenta (NILON et al., 1994, FRIESEN et al., 1995; SAVARD et al., 2000 apud MASON et al., 2006). Tais efeitos podem ser encontrados, também, em ambientes pouco povoados ($<0,25$ residências/ha) e tornam-se cada vez mais evidentes com o aumento da densidade habitacional, como em ambientes suburbanos (2,5 – 10 residências/ha) e em ambientes tipicamente urbanos (>10 residências/ha) (LANCASTER e REES, 1979; BEISSINGER e OSBORNE, 1982; DEGRAFF, 1987; BLAIR, 1996; MELLES et al., 2003; BLAIR, 2004; FRATERRIGO e WIENS, 2005 apud MASON et al., 2006).

Além disso, a derrubada de florestas nativas a favor de outros usos pode comprometer severamente a integridade do sistema ecológico existente após a perda de espécies nativas, invasões de espécies estranhas, erosões do solo e mudanças na produção de florestas (FORMAN e GODRON, 1986; COLLINGE, 1996 apud COOPS et al., 2004). A fragmentação das florestas nativas, em blocos menores, tem um efeito significativo na paisagem pelo aumento do perímetro das manchas florestais e pela alteração das características estruturais das mesmas manchas (MURCIA, 1995 apud COOPS et al., 2004). Por exemplo, ao longo das bordas ou margens das manchas de floresta, a disponibilidade de luz torna-se mais elevada, com um conseqüente aumento de produção (YOUNG e MITCHELL, 1993 apud COOPS et al., 2004). De qualquer forma, o maior comprimento das bordas aumenta, também, a vulnerabilidade das árvores à ação do vento. A dimensão e a posição das manchas remanescentes dentro da paisagem podem ter um impacto significativo sobre o habitat e produção das manchas dentro da floresta (COLLINGE, 1996).

Em particular, são significativos os efeitos ligados a presença de infra-estruturas (Figura 2) viárias que influenciam uma variedade de processos bióticos e abióticos (MILLER et al., 1996).

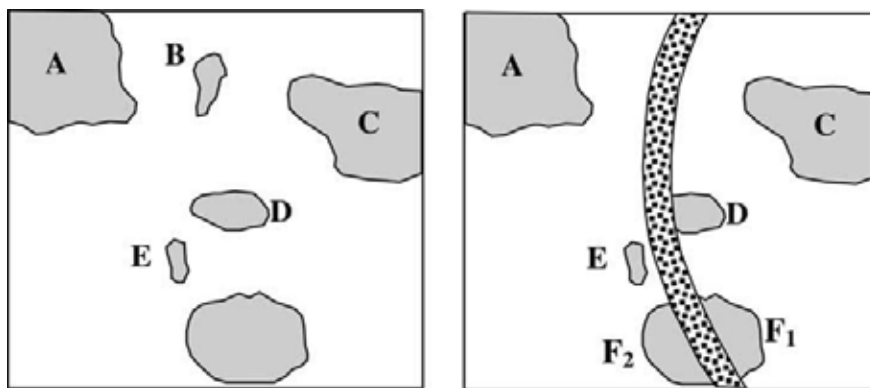


Figura 2. Efeitos causados pela infra-estrutura linear sobre manchas de ecossistemas (fonte: GENELETTI, 2004b).

Na Figura 2 estão ilustrados os efeitos causados pela infra-estrutura linear sobre manchas de ecossistemas. À esquerda a paisagem original, à direita a paisagem alterada pelo projeto de uma estrada:

- o aumento do isolamento – as manchas A e C estão mais isoladas depois de B ter desaparecido;
- redução do tamanho dos fragmentos – a mancha D é de fato menor na situação alterada;
- maior exposição aos distúrbios externos – este fenômeno é relativo a duas causas distintas: de um lado o aumento das bordas como no caso das manchas F1 e F2, para as quais aumenta a razão borda/área em relação a F; por outro lado, a presença de um novo elemento de distúrbio, como no caso da mancha E que está em proximidade da nova estrada e mais exposta a distúrbios externos, por não possuir uma área tampão (GENELETTI, 2004b).

Outros efeitos, ligados à presença das infra-estruturas, são a alteração da estabilidade dos declives, da drenagem superficial e, conseqüentemente, do mecanismo de produção dos defluxos, do processo erosivo dos solos, da sedimentação e do assoreamento (NORSE et al., 1986 apud MILLER et al., 1996). As estradas, principalmente, rompem a continuidade da vegetação natural, criando bordas de elevado contraste (*high contrast ecotones* HARRIS, 1984, FRANKLIN, 1993) e, conseqüentemente, modificam o microclima (RANNEY et al., 1981; CHEN et al., 1992 apud MILLER et al., 1996), reduzem a área nuclear (SCHONEWALD-COX e BUECHNER, 1992 apud MILLER et al., 1996) e influenciam o movimento das espécies (BIDER, 1968; OXLEY et al., 1974; BAKOWSKI e KOZAKIEWICZ, 1988; BURNETT, 1992 apud MILLER et al., 1996). Apesar disso, as estradas desenvolvem um papel essencial de conexões entre os vários pólos das atividades humanas, facilitam o transporte e a mobilidade, e se de um lado aumentam o risco de incêndio na floresta, são ao mesmo tempo um meio de contenção de tal fenômeno e uma via de acesso para a sua supressão (MILLER et al., 1996).

Assim como os componentes da malha viária, outros elementos de ocupações do solo são distribuídos de modo disperso (as residências, os estabelecimentos e depósitos rurais, etc.), abrangendo o território como um todo, em consideração à amplitude, não só em termos espaciais, dos efeitos que estas atividades causam na paisagem.

A entidade de tais efeitos negativos sobre o sistema ecológico e a biodiversidade é maior para as comunidades das zonas tropicais que são, de fato, mais vulneráveis a este fenômeno do que as das zonas temperadas, por uma série de fatores de tipo climático, evolutivo, ecológico e histórico-biogeográfico que as caracterizaram de um modo peculiar. Por exemplo, uma grande parte das espécies nas latitudes tropicais apresenta uma capacidade de dispersão reduzida e uma elevada especialização ecológica, fatores que as tornam extremamente sensíveis à fragmentação (WILCOVE et al., 1986 e WILSON, 1993 apud BATTISTI, 2004).

Fragmentação e abordagem multi-espécie baseada em técnicas SIG para a conservação da biodiversidade.

Existem vários métodos para a análise e interpretação das características dos elementos da paisagem. Eles tentam responder à complexidade dos processos e das pressões que agem sobre os sistemas que compõem a paisagem, constituindo uma abordagem espacial para a análise das inter-relações entre os seus elementos. Entre outros, é possível lembrar alguns métodos que podem esclarecer estas relações, revistos por Vuilleumier et al. (2002): *caraterização do uso do núcleo e do corredor por espécies específicas* – Shkedy and Salts, 1999; *projeto de corredores* – Jordan, 2000; *seleção de redes de reservas naturais* – Polasky et al., 2000; *modelo celular automático* – Darwen e Green, 1996; *caminhos aleatórios* – Johson et al., 1992; *paisagens neutras* – With, 1997; *modelos baseados em tecnologia SIG* – Johnson et al., 1992 e Schippers et al., 1996.

Os efeitos postos em evidência neste trabalho estão ligados à conservação do patrimônio biogenético de várias espécies terrestres, individualizando as áreas de maior capacidade ao movimento e, deste modo, fornecendo um critério para o projeto de redes ecológicas. Conservacionistas freqüentemente estudam uma particular espécie e, usualmente, é um megavertebrado, que atrai a atenção pública, tem valor simbólico e cumpre um papel chave no ecoturismo (PRIMACK, 1993 apud PHUA et al., 2005). Esta abordagem “mono espécie” é muito custosa e ineficiente, porque cada organismo *per si* não pode ser conservado (BARNES et al., 1998 apud PHUA et al., 2005). Houve uma gradual mudança da abordagem “mono espécie” para uma “multi espécie”, segundo a qual os ecossistemas deveriam ser o alvo dos esforços para a conservação (FRANKLIN, 1993; VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002,

PHUA et al., 2005), pois a conservação ecossistêmica pode preservar mais espécies em unidades auto-suficientes (PHUA et al., 2005). As redes ecológicas fazem parte de um conjunto de instrumentos estratégicos que, internamente ao planejamento da paisagem, enfatizam a importância de dotar o sistema natural de habitats de alta qualidade interconectados entre si. Dessa forma, a constituição de uma rede de habitats pode ser essencial para a sobrevivência de espécies de difícil adaptação às transformações induzidas na paisagem dominada pelo homem (KRISP, 2006). Além disso, de acordo com Langevelde et al. (2002), as redes ecológicas podem ser vistas como princípio básico no planejamento da paisagem para os ambientes naturais, em qualquer escala e em qualquer contexto (KRISP, 2006).

Objetivos

Os lugares a serem destinados às funções de redes ecológicas colocam-se como estratégicos para o prosseguimento normal da vida selvagem (neste estudo são consideradas as espécies comuns na região de Agudos: cervo, tatu). Uma maior compreensão do aspecto natural dos ecossistemas ajuda os planejadores na individualização e implementação de ações de preservação e conservação da biodiversidade, respeitando e facilitando a dispersão das espécies na paisagem fragmentada. Para alcançar esta meta, propõe-se um método para a interpretação e simulação das atividades humanas (modelo da paisagem) e dos vetores de fluxo dos animais terrestres (modelo de dispersão).

MATERIAL E MÉTODOS

Na presente pesquisa foram utilizadas imagens de satélites e dados de foto-levantamentos: duas imagens de satélite LANDSAT 5 com resolução de 30m da órbita 221 e pontos 75 e 76 de 2001, e aerofoto das campanhas de 1960, 1972 e 2000. Estes materiais são facilmente disponíveis e financeiramente acessíveis, apresentando uma vasta gama de informações na escala territorial, sendo largamente utilizados como fonte primária de informação da cobertura da terra, mesmo com resoluções não muito elevadas (GULNICK et

al., 2001) e podendo ser posteriormente complementados com dados de outras fontes. Utilizaram-se, também, dados derivados das análises pedológicas (TRAFICANTE, 2007), conduzidas no processo de classificação de capacidade de uso dos solos (classificação da cobertura e dos usos do solo, modelo digital do terreno, etc) e dos trabalhos do Grupo SITU (RETTO et al., 2006), elaborados no processo preparatório do plano diretor participativo para o município de Agudos no ano de 2006 (estudo do sistema habitacional e de mobilidade). Outras fontes de dados foram os relatórios sobre a Bacia do Tiête-Batalha e da Bacia Tiête-Jacaré e os materiais cartográficos na escala de 1:50000 do IBGE (1972).

O método utilizado baseia-se em uma modificação dos modelos da paisagem e de dispersão propostos por Vuilleumier e Prélaz-Doux (2002). O modelo da paisagem atribui a cada pixel de representação do território um valor de resistência ou atrito ao movimento que aquela porção de solo oferece, identificando áreas mais ou menos resistentes e barreiras absolutas. Por outro lado, o modelo de dispersão das espécies animais se baseia na hipótese que a dispersão ocorra entre os habitats com maior valor ecológico sobre uma superfície de atritos (Figura 3).



Figura 3. Análises espaciais da dispersão para a vida selvagem sobre uma superfície de fricção na paisagem (VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002).

A pressão gerada pelos elementos da paisagem sobre o sistema natural se estende no território a partir do mesmo elemento até um determinado raio de abrangência, denominado distância de influência (VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002).

O procedimento pode ser resumido numa sequência de passos operativos: A) inicialmente as áreas de maior relevância ecológica são identificadas, com o auxílio de

opiniões de especialistas e dados da cobertura vegetativa, e inseridas dentro do mapa de cobertura do solo; B) as limitações à dispersão dos elementos da paisagem são avaliadas. Os componentes da paisagem são caracterizados pela pressão de travessia (expressa em intervalos de 1 a 10 em comparação com a travessia de área cultivada, onde 10 representa a maior dificuldade ao movimento) e pela distância de influência do estresse induzido; C) a distância é medida como o menor percurso entre dois habitats, tendo em consideração os valores de atrito da superfície.

Os valores adotados para a pressão de travessia de rodovias, estradas principais e secundárias e áreas edificadas foram encontrados na literatura (VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DOUX, 2002) e estão listados na Tabela 1. Ao longo da distância de influência, assume-se que a pressão decresce linearmente. No caso de centros urbanos, considerando a densidade dos elementos construídos, a distância de influência é expressa como função crescente da superfície edificada e é maior devida à agregação destes elementos que em relação à edificação esparsa. Através de uma agregação das pressões constrói-se uma superfície dos atritos no SIG IDRISI (EASTMAN, 1999).

Tabela 1. Valores de pressão de atravessamento, distância de influência

	Rodovia	Estrada Principal	Estrada Secundária	Área Edificada
Pressão de Travessia	10	5	2	5
Distância de Influência (m)	50	50	10	$52 \ln(S) - 255^*$

* S: superfície em m² das edificações.

A distância ao movimento é calculada como custo que cada espécie tem que pagar para se mover de um habitat ao outro. Para elidir uns problemas de processamento encontrados na produção da superfície de atritos, é atribuído às classes “mata” e “reflorestamento”, não pertencentes aos habitats alvo selecionados, um valor de pressão ao atravessamento igual a 0.5 vezes em relação ao valor da pressão da área agrícola.

São realizados estudos de idoneidade, como expressão da menor distância a ser percorrida pelas espécies entre os habitats no território. Supõe-se que os elementos das classes mata, capoeira, cerradão, cerrado, campo cerrado, campo e áreas de reflorestamento, constituam o ponto de partida da dispersão das espécies. Os elementos foram diferenciados por classificação originária desenvolvida na análise pedológica nestas categorias e foram

evidenciados nos núcleos que por valores ecológicos possam representar biótopos, que constituam pontos a serem unidos pela rede ecológica.

Os resultados do modelo ilustrados em forma de mapas devem mostrar os lugares onde se espera encontrar a distribuição da vida selvagem, os habitats isolados e as áreas de passagem entre biótopos a serem reforçadas para o cumprimento das suas funções conectivas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise preocupa-se em evidenciar a relação entre a pressão gerada por atividades antrópicas e a dispersão das espécies animais entre os habitats distribuídos no território entre os três centros – Bauru, Agudos, Piratininga -, com particular atenção às espécies terrestres (por exemplo cervo e tatu).

Características da área de estudo

A área piloto foi delimitada no presente estudo utilizando os limites de cinco bacias fluviais: a subbacia do Rio Batalha até a seção antecedente à confluência com o rio Água do Paiol, a subbacia do Rio Taperão até sua confluência com o Córrego da Certinha, depois do qual assume o nome de Rio Lençóis, a subbacia dos rios Ribeirão Grande e Ribeirão do Campo Novo, que representa o limite geográfico entre os municípios de Agudos e Bauru, e a subbacia do Rio Bauru até a seção antecedente à confluência com o Córrego Sobrado (Figura 4) por uma extensão total de 523km².

A área de estudo encontra-se sobre uma região geomorfológica conhecida com o nome Planalto Ocidental que, a partir do seu limite geográfico a leste, representado pelas Cuestas Basálticas, prossegue em direção oeste com um suave declive, em conformidade ao relevo dos estratos subjacentes. Os solos mais comuns são Latossolos fortemente empobrecidos por anos de produção intensiva ligado ao ciclo do café. Na paisagem, a vegetação natural preservada encontra-se somente de forma fragmentada, como bosques de floresta estacional semidecídua e de capoeira, além de campos de cerrado na forma de manchas. A matriz dos usos da terra está composta das seguintes classes: reflorestamento (7% de área ocupada), solo exposto (7%

de área ocupada), área cultivada (16% de área ocupada), pasto (42% de área ocupada), vegetação natural (17% de área ocupada), corpos hídricos (lagos e reservatórios por uma área de 33ha inferior a 1% de área ocupada), área urbana (6% de área ocupada), elementos lineares como estradas primárias e rodovias (1% de área ocupada), estradas secundárias e malha ferroviária (3% de área ocupada). O histórico do uso do solo mostra como nas duas últimas décadas ocorreu a retirada da floresta estacional semidecídua que recobria grande parte da bacia para pastagens, como testemunhado pelo estudo da alta bacia do Rio Batalha por Koffler e Montandon (2000). Segundo os autores, houve também uma substituição das culturas tradicionais na região (milho, café e amora) pela cana-de-açúcar e pastagens, principalmente por motivos econômicos dos agricultores, pelo empobrecimento do solo e a conseqüente perda de produtividade.

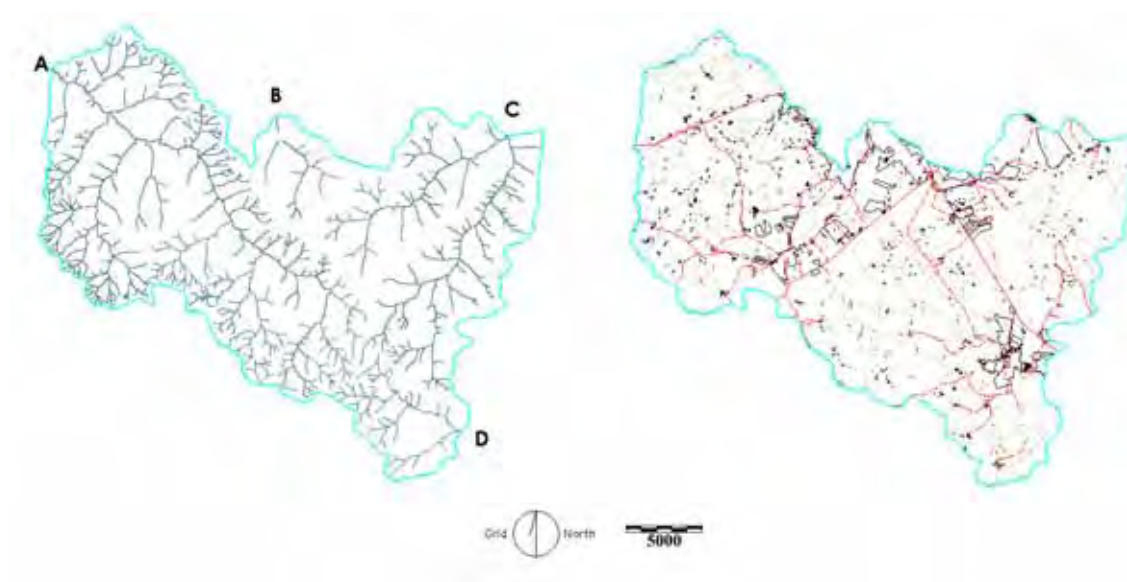


Figura 4. Área de estudo delimitada pela linha de cor azul. No mapa à esquerda a rede hidrográfica é de cor azul, onde os pontos A, B, C, D são as seções de fechamento das subbacias do Rio Batalha, do Rio Bauru, do Ribeirão do Campo Novo e do Ribeirão Grande, e do Rio Taperão e Corrego da Serrinha, respectivamente. No mapa à direita estão presentes elementos constituintes da paisagem como as áreas edificadas de forma agregada e esparsa (cor preta), rodovias e estradas (cor vermelha), caminhos e trilhas (cor marrom).

Os habitats mais significativos são obtidos segundo a carta de vegetação do plano regional dos anos de 1980, atualizada através de um processo de fotointerpretação com imagens de satélite (Figura 5). Em relação ao levantamento da biodiversidade, o Comitê da Bacia do Tiete-Batalha refere-se aos estudos feitos pelo Estado de São Paulo, que prevê a

ocorrência de 248 espécies de aves nas florestas estacionais semidecíduas, 150 em vegetação de cerrado e 143 em locais úmidos. Os animais mais frequentes nas manchas florestais são o ouriço, o veado, o tatu, a cutia, o macaco, a paca, o quati e varias espécies de répteis.



Figura 5. Imagem dos biótopos no território internamente à área de estudo.

Os elementos da paisagem, que são descritos em termos de limitação ao movimento, considerados na análise são: as rodovias, as estradas de fluxo primário e secundário, as trilhas e caminhos, a linha ferroviária e áreas edificadas de caráter agregado ou esparsos (Figura 6).

Considerando o aspecto territorial da investigação, é natural estender a análise da área urbana e peri-urbana ao contexto mais amplo dentro do qual a cidade difusa se insere. Como apresentado nas análises conduzidas na fase preparatória do plano diretor participativo, o tecido do território agudense é composto por elementos esparsos como residências, infra-estruturas, serviços e atividades. Esta configuração espacial reaparece em níveis diferenciados nas áreas limítrofes dos municípios de Piratininga e Bauru, claramente evidenciando um sistema habitacional disperso, organizados essencialmente em função da distribuição das atividades econômicas e dos novos estilos de vida na estruturação de um território difusamente urbanizado.

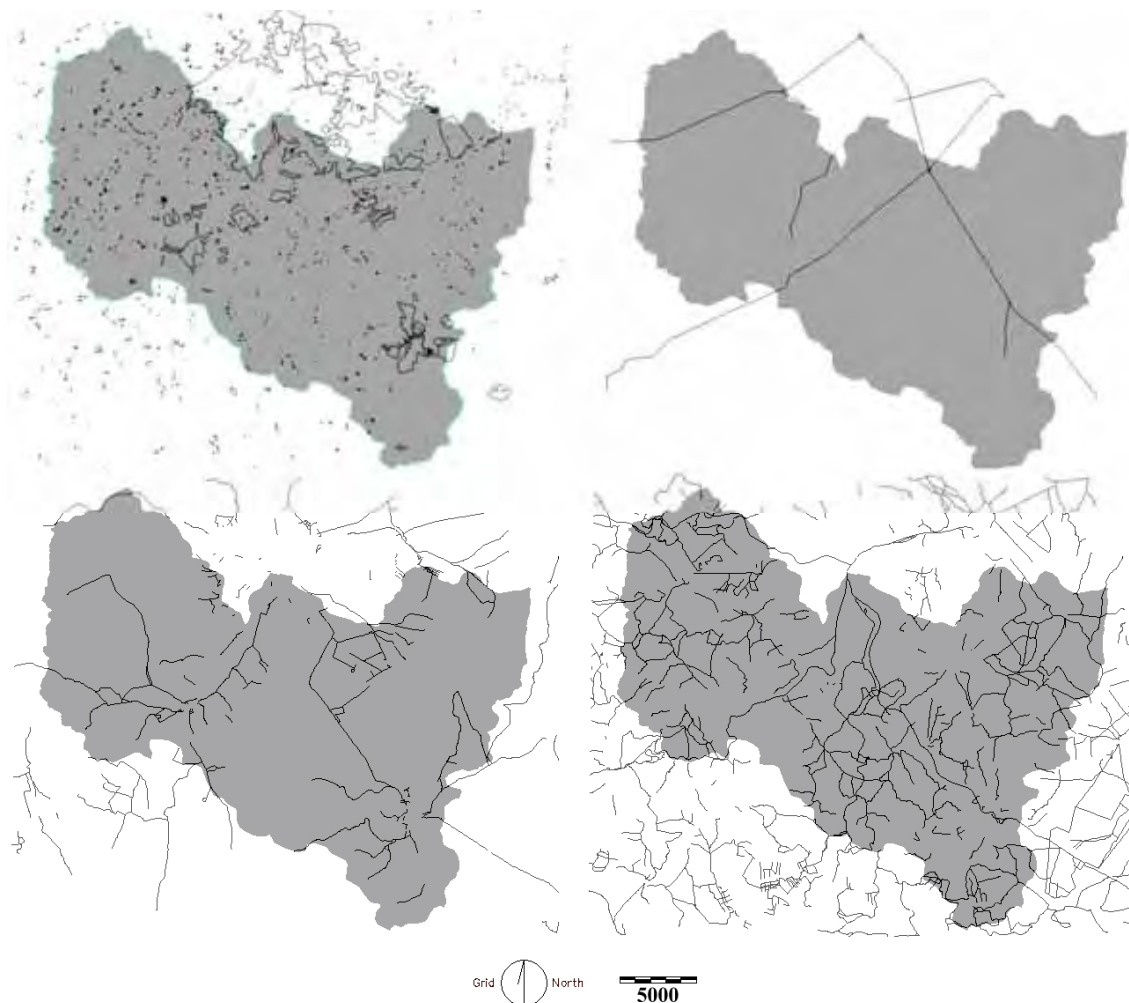


Figura 6. Limites à dispersão. No alto à esquerda área construída edificada e esparsa; no alto à direita rodovia; embaixo à esquerda estradas primárias; embaixo à direita estradas secundárias e linha ferroviária.

Modelo da paisagem e modelo de dispersão

O modelo da paisagem é elaborado a partir dos valores apresentados na Tabela 1. Através do IDRISI 3.2 (EASTMAN, 1999), as resistências são computadas e restituídas em forma gráfica como mapas de distribuição das áreas de fricção, isto é, o modelo da paisagem (Figura 7).

Na simulação a dispersão ocorre em função das barreiras ao movimento representadas no modelo da paisagem. Neste aspecto, o modelo mostra a própria flexibilidade, podendo ser modificado rapidamente em termos de pressões de travessia, que são dependentes da espécie

alvo. A dispersão acontece segundo o menor custo (calculado no modulo COSTGROW do IDRISI 3.2), que descreve o melhor caminho para a mesma.

Desta forma, os modelos da paisagem e de dispersão identificam áreas de particular criticidade conectiva entre biótopos (florestas, áreas úmidas ou vegetação ripária) e os percursos preferenciais que já simulam redes ecológicas.

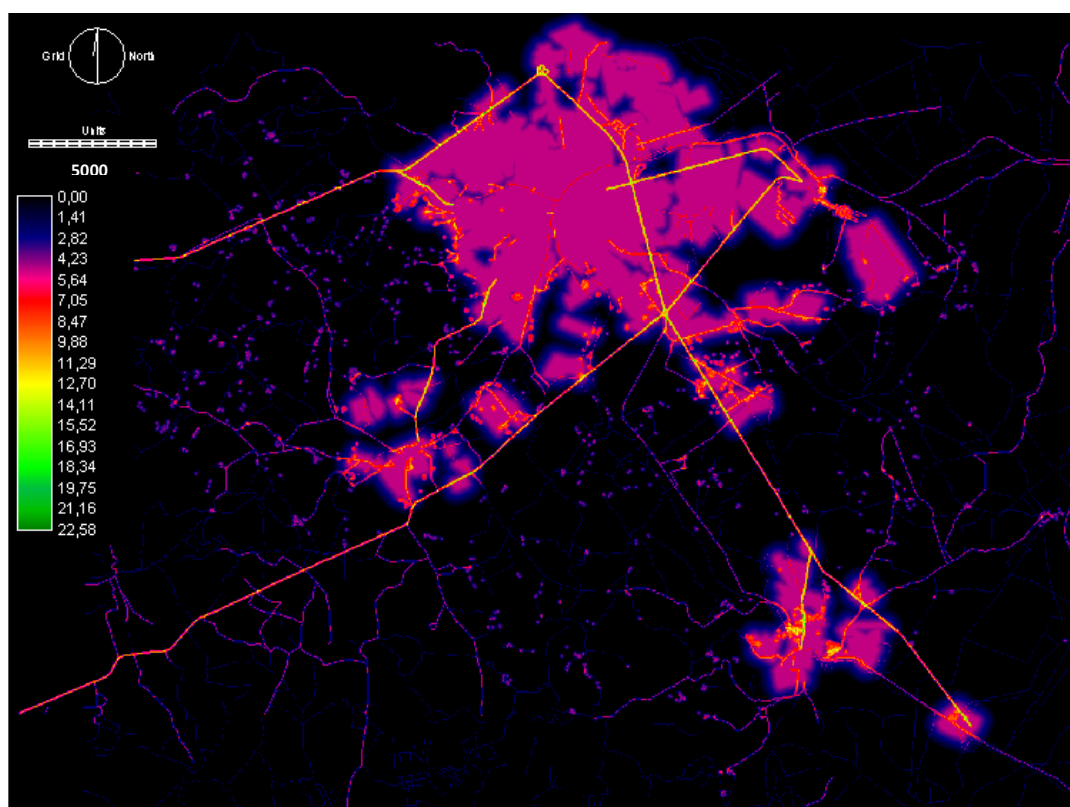


Figura 7. Distribuição das pressões de atravessamento.

Discussão

O mapa resultante (Figura 8) que mostra a dispersão das espécies alvo na paisagem, segundo um critério de distância entre os habitats, utiliza cores escuras para as áreas cuja travessia comporta uma resistência elevada, e cores verdes para áreas com menor resistência ao movimento. Os biótopos ao noroeste são constituídos por vegetação ripária e manchas de cerrado e campo cerrado de tamanho reduzido, mas isolados das matas da Serrinha dos

Agudos, na parte sul. As pressões ao norte, pela elevada urbanização, são maiores se comparadas ao sul, onde o solo é ocupado essencialmente por práticas agropecuárias e as edificações são mais esparsas, com funções primariamente rurais.

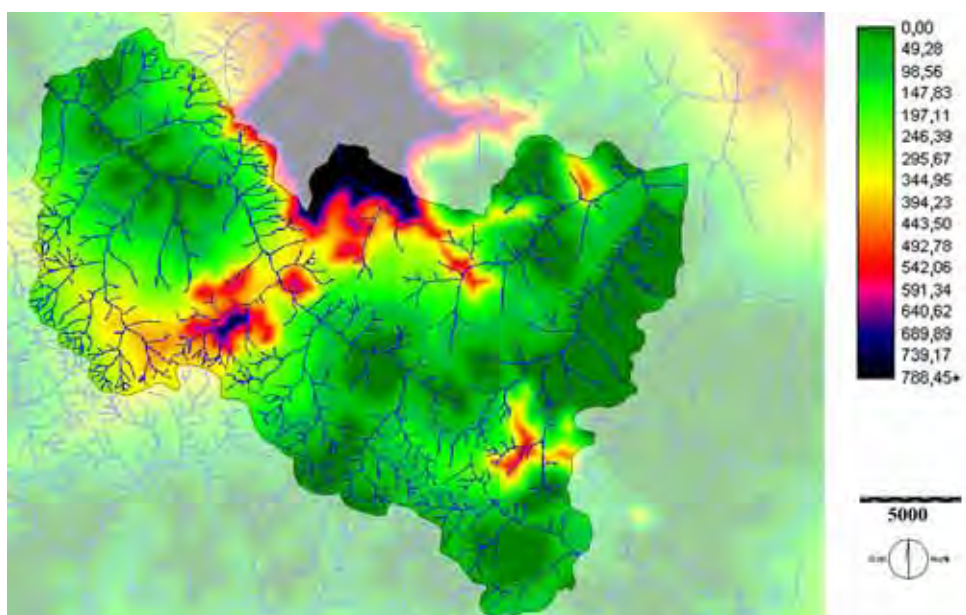


Figura 8. Mapa de Dispersão em termos de custo ao movimento, em relação à rede hidrográfica.

A grande mancha ao norte de Agudos e da rodovia Marechal Rondon contém as áreas de reflorestamento e matas nativas alternadas às áreas de produção, que se constitui em um importante biótopo para a vida animal. Ao oeste do Ribeirão Grande, a vegetação natural, antigamente coesa e uniforme, apresenta claramente um fenômeno de fragmentação em andamento, devido à lógica imobiliária, pois é situada em uma área apta à expansão da cidade difusa por sua proximidade estratégica às rodovias estaduais, que permitem um rápido acesso aos principais serviços do centro urbano de Bauru.

Em maior escala, onde há a evidência da criticidade de certas zonas (Figura 9), é possível planejar as intervenções, visando à compensação ecológica, e práticas de manejo em conformidade com a Lei Florestal que prescreve aos produtores agrícolas preservar 12% da área produtiva para a vegetação natural. Isto permite que os principais biótopos sejam coligados por uma rede ecológica consolidada e, desta forma, sejam conservados os aspectos naturais essenciais para conservar a biodiversidade da região. O estudo na escala de parcela

deveria ser refinado em fase executiva com um aumento da resolução na ordem do metro, como proposto por Vuilleumier e Prélaz-Doux (2002).

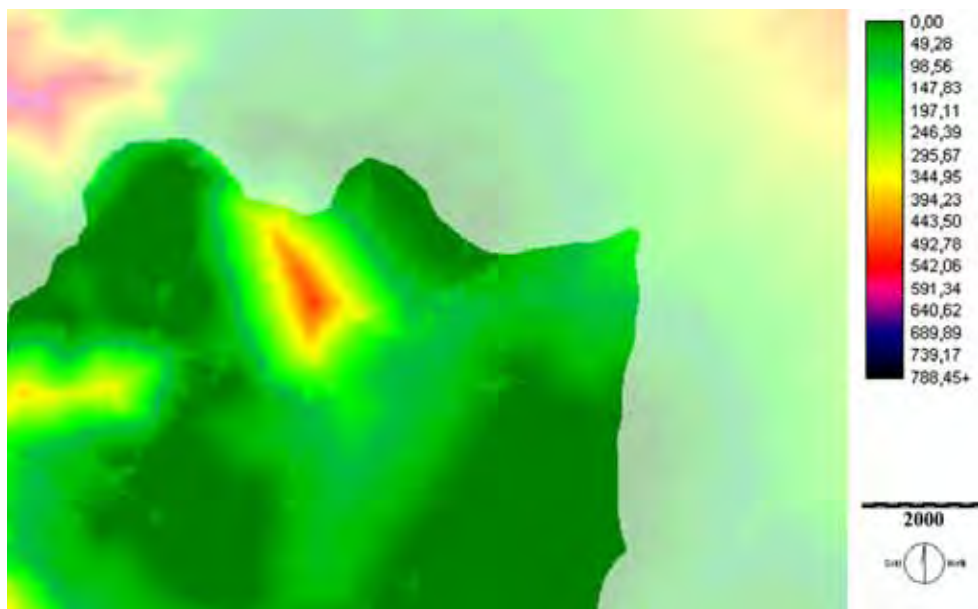


Figura 9. Mapa de Dispersão em termos de custo ao movimento, em uma área de detalhe.

Na escala da paisagem, é relevante a sobreposição da rede hídrica no mapa de dispersão resultante, pois esta constitui um vetor preferencial, a ser potencializado e utilizado. Isso permite, por exemplo, que o fluxo entre os biótopos ao longo do curso do Rio Batalha possa ser recuperado, atenuando desta forma a limitação devida à rodovia e à ocupação do entorno da cidade de Piratininga, onde é cada vez mais crescente o número de edificações e condomínios fechados. O Rio Batalha pode ser recuperado, atenuando desta forma as pressões da área, estimulando um fluxo alternativo e de conexão entre a parte sul e a parte noroeste e reduzindo o perigo devido ao atravessamento da rodovia por animais, redirecionado novamente ao longo de faixas de vegetação fluvial. Apesar de se falar frequentemente deste conjunto de benefícios, a contribuição dos corredores para a conservação, segundo Schiller e Horn (1997 apud MASON et al., 2006), está ainda pouco clara. Com tal propósito, é pertinente a observação de Miller e Hobbs (2002) de que somente 6% dos trabalhos publicados no Journal “Conservation Biology”, entre os anos de 1995 e 1999, descreveu trabalhos

conduzidos em áreas urbanas, suburbanas ou extra-urbanas ou estudos em que os assentamentos humanos foram considerados de modo explícito (BRYANT, 2006).

Os resultados, mesmo sob as limitantes hipóteses dentro as quais se move a presente pesquisa, mostram-se com grande potencial e vantajosos nos processos de conservação dos ecossistemas e da biodiversidade e nas práticas de planejamento territorial e urbano, sobretudo onde a cidade possui uma configuração espacial dispersa. Existe, de fato, um reconhecimento crescente de que as paisagens dominadas pelas populações humanas não podem ser ignoradas na tentativa de conservar a biodiversidade (DALE et al., 2000; MILLER e HOBBS, 2002 apud MASON et al., 2006).

Uma das estratégias mais confiáveis é representada pela constituição de redes ecológicas e, conseqüentemente, por corredores predispostos a interconexões dos pontos nodais da rede. Os corredores verdes fornecem uma gama de benefícios, incluindo áreas para a recreação e os transportes, embelezamento da paisagem, aumento do valor fundiário das propriedades, desenvolvimento de *buffers*, proteção de áreas ambientalmente sensíveis, mas também de elementos do patrimônio histórico cultural. Se os planejadores devem incorporar as necessidades da vida selvagem nas suas atividades, projeto e gestão de corredores verdes, devem saber quais as características e fatores ambientais que contribuem efetivamente para a conservação da vida selvagem. Ecologistas e profissionais empenhados na conservação, podem ter um papel importante neste esforço para esclarecer a relação entre corredores e vida selvagem e difundir os seus resultados entre aqueles que se ocupam do território.

CONCLUSÕES

Os resultados, longe de serem conclusivos e exaustivos em termos projetuais e de ações efetivas, fornecem um panorama mais amplo da realidade física, biológica e socioeconômica do território, para todos aqueles atores envolvidos no processo de planejamento.

A análise pode ser refinada segundo parâmetros locais a serem definidos através do confronto entre profissionais das áreas agrônomicas, biológicas e engenheiros do meio ambiente. O modelo de dispersão é um instrumento extremamente flexível, podendo ser modificado em função da espécie-alvo e das componentes da paisagem.

Como suporte ao planejamento territorial, o modelo torna-se um hábil instrumento na determinação das áreas mais adequadas a funções de conexão. Importantes são as intervenções sobre o sistema da mobilidade, com as quais podem ser enfrentados os problemas das barreiras ecológicas. Neste sentido, os resultados podem definir guias para adaptar os meios de transporte a padrões mais ecológicos e integrar estes aspectos dentro do planejamento de novas infra-estruturas.

Além disso, a análise é também um útil instrumento nas políticas de subsídio agrícola para a instalação de áreas de compensação ecológica. Permite localizar, na escala da propriedade, as áreas para a compensação ecológica e determinar o seu valor econômico em função do tipo e grau de intervenção.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAKOWSKI, C.; KOZAKIEWICZ, M. The effect of forest roads on bank vole and yellow-necked mouse populations. **Acta Theriologica** n. 33, p. 345-353, 1988.

BARNES, B.V.; ZAK, D.R.; DENTON, S.R.; SPURR, S.H. **Forest Ecology**. New York: Fourth ed. John Wiley and Sons, 1998.

BATTISTI, C. **Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche**: un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma: Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile, 2004. 249 p.

BEISSINGER, S.R.; OSBORNE, D.R. Effects of urbanization on avian community organization. **Condor**. n. 84, p. 75-83, 1982.

BIDER, J.R. Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. **Ecological Monographs**. n. 38, p.269-308, 1968.

BLAIR, R.B. Land use and avian species diversity along an urban gradient. **Ecological Applications**. n. 6, p. 506-519, 1996.

BLAIR, R. **The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of organization**. Ecology and Society 9(5) Online, 2004. 2 p. Disponível em <<http://www.ecologyandsociety.org/vol19/iss5/art2>>. Acesso em: 2004.

BOGAERT, J.; VAN HECKE, P.; VAN EYSENRODE, D.S.; IMPENS, I. Landscape fragmentation assessment using a single measure. **Wildl. Soc. Bull.** v. 28, n. 4, p. 875-881, 2000.

- BROBERG, L. Conserving ecosystems locally: a role for ecologists in land-use planning. **BioScience**. n. 53, p. 670-673, 2003.
- BRYANT, M.M. Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. **Landscape and Urban Planning**. n. 76, p. 23–44, 2006.
- BURNETT, S.E. Effects of a rainforest road on movements of small mammals: mechanisms and implications. **Wildlife Research**. n. 19, p. 95- 104, 1992.
- CHEN, J.; FRANKLIN, J.; SPIES, T. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. **Ecological Applications** 2, p. 387-396,. 1992.
- COOPS, N.C.; WHITE, J.D.; SCOTT, N.A. Estimating fragmentation effects on simulated forest net primary productivity derived from satellite imagery. **Int. J. Remote Sensing**. v. 25, n. 4, p. 819–838, 20 fev. 2004.
- COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**. n. 36, p. 59–77, 1996.
- DALE, V.H.; BROWN, S.; HAUEBER, R.A.; HOBBS, N.T.; HUNTLY, N.; NAIMAN, R.J.; RIEBSAME, W.E.; TURNER, M.G.; VALONE, T.J. Ecological principles and guidelines for managing the use of land. **Ecological Applications**. n. 10, p. 639-670, 2000.
- DEGRAFF, R.M. Urban wildlife habitat research – application to landscape design. In: PROCEEDINGS OF THE NATIONAL SYMPOSIUM ON URBAN WILDLIFE, 1987. **Anais...** p. 107-111.
- EASTMAN, J.R. IDRISI32. **Guide to GIS and image processing**. Massachusettes, Clark University. v.2, 1999. 169 p.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley, 1986.
- FRANKLIN, J.F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecol. Applic.** n. 3, p. 202–205, 1993.
- FRATERRIGO, J.M.; WIENS, J.A. Bird communities of the Colorado Rocky Mountains along a gradient of exurban development. **Landscape and Urban Planning** . n. 71, p. 263-275, 2005.
- FRIESEN, L.E.; EAGLES, P.F.J.; MACKAY, R.J. Effects of residential development on forest-dwelling neotropical migrant songbirds. **Conservation Biology**. n. 9, p.1408-1414, 1995.
- GENELETTI, D. A GIS-based decision support system to identify nature conservation priorities in an alpine valley. **Land Use Policy**. N. 21, p. 149-160, 2004a.

- GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. n. 5, p. 1-15, 2004b.
- GULNICK, H.; MUGICA, M.; LUCIO, J. V. DE; ATAURI, J. A. A framework for comparative landscape analyses and evaluation based on land cover data, with an application in the Madrid region (Spain). **Landscape and Urban Planning**. n. 55, p. 257-270, 2001.
- HARRIS, L.D. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago, 1984. 229 p.
- IUCN. IUCN Red List of Threatened Species. **International Union for Conservation of Nature and Natural Resources**, Gland, Switzerland. 2002.
- KOFFLER, N.F.; MONTANDON, D.T. Diagnóstico do uso da terra e suscetibilidade à erosão da bacia do alto Batalha (SP), usando técnicas automáticas. Bauru, **Mimesis**. v. 21, n. 1, p. 53-72, 2000.
- KRISP, J.M. **Geovisualization and knowledge discovery for decision-making in ecological network planning**. Finland: 2006. Originalmente apresentada como dissertação de doutorado em Tecnologia da Ciência, Helsinki University of Technology, 2006. 163 p.
- LANCASTER, R.K.; REES, W.E. Bird communities and the structure of urban habitats. **Canadian Journal of Zoology**. n.57, p. 2358-2368, 1979.
- LANGEVELDE, F.; CLAASSEN, F.; SCHOTMAN, A. Two strategies for conversion planning in human-dominated landscapes. **Landscape and Urban Planning**. N. 58, p. 281-295, 2002.
- MASON, J.; MOORMAN, C.; HESS, G.; SINCLAIR, K. Designing suburban greenways to provide habitat for forest breeding birds. **Landscape and Urban Planning**. 23 maio 2006.
- MELLES, S.; GLENN, S.; MARTIN, K. **Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient**. *Ecology and Society* 7(1) Online, 2003. 5p. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss1/art5/>>. Acesso em: 2003.
- MILLER, J.R.; JOYCE, L.A.; KNIGHT, R.L.; KING, R.M. Forest roads and landscape structure in the southern Rocky Mountains. **Landscape Ecology**. SPB Academic Publishing bv, Amsterdam, v. 1 n. 2, p. 115-127, 1996.
- MILLER, J.R.; HOBBS, R.J. Conservation where people live and work. **Conservation Biology**. n. 16, p. 330-337, 2002.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**. n. 10, p. 58-62, 1995.

NILON, C.H.; LONG, C.N.; ZIPPERER, W.C. Effects of wildland development on forest bird communities. **Landscape and Urban Planning**. n. 32, p. 81-92, 1994.

NORSE, E.; ROSENBAUM, K.; WILCOVE, D.; WILCOX, B.; ROMME, W.; JOHNSTON, D.; STOUT, M. **Conserving Biological Diversity in Our National Forests**. Washington D.C.: The Wilderness Society, 1986.

OPDAM, P.; FOPPEN, R.; REIJEN, R.; SCHOTMAN, A. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. **Ibis**, n. 137, p. 139-146, 1994.

OXLEY, D.J.; FENTON, M.B.; CARMODY, G.R. The effects of roads on populations of small mammals. **Journal of Applied Ecology**. n. 11, p. 51-59, 1974.

PHUA, M.H.; MINOWA, M. A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. **Landscape and Urban Planning**, n.71, p. 207-222, 2005.

PLOEG, S.W.F.; VLIJM VAN DER, L. Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands. **Biological Conservation**. n. 14, p. 197-221, 1978

PRIMACK, R.B. **Essential of Conservation Biology**. Massachusetts: Sinauer Associates Inc. Sunderland, 1993.

RANNEY, J.; BRUNER, M.; LEVENSON, J. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In **Forest Island Dynamics in Man-dominated Landscapes**. New York. Edited by R. Burgess and D. Sharpe. Springer-Verlag, p. 67-95, 1981

RETTO JUNIOR, A. S.; ENOKIBARA, M.; CONSTANTINO, N.; TRAFICANTE, C. **Workshop conhecimento histórico ambiental integrado na planificação territorial e urbana**. Bauru: Universidade do Sagrado Coração, 2006. No prelo.

SAVARD, J.P.L.; CLERGEAU, P.; MENNECHEZ, G. Biodiversity concepts and urban ecosystems. **Landscape and Urban Planning**. n. 48, p. 131-142, 2000.

SCHILLER, A.; HORN, S.P. Wildlife conservation in urban greenways of the midsoutheastern United States. **Urban Ecosystems**. n.1, p. 103-116, 1997.

SCHONEWALD-COX, C.; BUECHNER, M. Park protection and public roads. In: **CONSERVATION BIOLOGY**. New York: P. Fiedler and S . Jain. Chapman and Hall, 1992. p. 373-395.

TRAFICANTE, C. **Análise da capacidade de uso da terra como subsídio ao planejamento ambiental do território**: aplicação nas terras do município de Agudos, SP. Bauru: 2007. p. 32, (enviado para publicação).

WILCOVE, D.S.; MCLELLAN, C.H.; DOBSON A.P. Habitat fragmentation in the temperate zones. In: CONSERVATION BIOLOGY. Massachussets: Soulé M.E. (ed.).. Sinauer Associates Inc.. Sunderland, 1986. p. 237-256.

WILSON E.O., **La diversità della vita**. Milano: Rizzoli, 1993. 472 p.

YOUNG, A.; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**. n. 67, p. 63–72, 1993.

VUILLEUMIER, S.; PRÉLAZ-DOUX, R. Map of ecological networks for landscape planning. **Landscape and Urban Planning**. n. 58, p. 157-170, 2002.

CAPÍTULO III

O SISTEMA VERDE E AS REDES ECOLÓGICAS: O TRIÂNGULO AGUDOS – BAURU – PIRATININGA

Redigido conforme às normas da revista: **REVISTA FLORESTA**

O SISTEMA VERDE E AS REDES ECOLÓGICAS: O TRIÂNGULO AGUDOS - BAURU – PIRATININGA.

Resumo

As problemáticas ligadas às dinâmicas de ocupação do solo da cidade contemporânea atingem o território como um todo e, neste contexto, as discussões sobre a questão ambiental são retomadas com maior vitalidade, levantando novos temas para o planejamento territorial no paradigma da sustentabilidade. No presente trabalho, pretende-se apresentar o planejamento ambiental de redes ecológicas para a atenuação da fragmentação do sistema natural. Através do estudo de caso, representado pelo triângulo Agudos-Piratininga-Bauru, no estado de São Paulo, Brasil, ilustra-se uma metodologia para projeto de redes ecológicas. Particular ênfase é dada à fase analítica, que é relevante nas primeiras fases do planejamento, onde a idoneidade é o principal objetivo da investigação. Uma vez definida a idoneidade através de uma análise multicriterial, com combinação linear dos pesos, são apresentadas três propostas projetuais de redes ecológicas. Além do principal objetivo da conservação ambiental, as redes ecológicas também podem cumprir outros objetivos: planejamento da logística de transporte com meios não motorizados e áreas de atividades culturais, educativas e recreativas. A metodologia proposta pode ser discutida e utilizada por comunidades locais, poder público e planejadores, sendo utilizadas como informações de base na busca de um desenvolvimento do território interconexo, balanceado e auto-sustentável.

Palavras-chave: Análise multicriterial, combinação linear dos pesos, análise de idoneidade, planejamento ambiental do território e da paisagem.

Abstract

Green system and ecological network: the triangle Agudos, Bauru, Piratininga. The dynamics of land occupation of the contemporary city interest the land as a whole and, in this context, the environmental issues have gained new vitality and have introduced new themes for land planning under the sustainability paradigm. This paper pretends to illustrate an instrument for environmental land planning, the “ecological networks”. Through this approach, it seeks to mitigate the fragmentation phenomenon on natural system. An application has been carried

out on the Agudos, Piratininga, Bauru triangle in San Paolo State, Brazil. It is significant, in the methodology for ecological networks design, the analytical phase, that is particularly important at the very beginning of the project, when the suitability is *data collection* main target. The suitability map and three ecological networks alternatives are the outcomes of a multicriteria evaluation with weighted linear combination. The ecological network is a tool for natural bodies conservation, but it is also an opportunity for non-motorized traffic, social aggregation, cultural, educational and recreational activities. The alternative options for ecological networks can be discussed and used by local communities, public administrators and planner as information base, as a tool to develop a well interconnected and balanced land.

Keywords: Multicriteria Evaluation, Weighted Linear Combination, suitability analysis, land and landscape environmental planning.

INTRODUÇÃO

A dimensão e os mecanismos de ocupação do território, a difusão de tecnologias, a mudança de costumes e estilos de vida urbana ultrapassam os limites do espaço da cidade tradicionalmente pensada. A cidade confunde-se cada vez mais com o território, que é o contexto mais adequado para este novo tipo específico de urbanização sem limites (MEYER, 2006).

Esta visão do território abraça e revitaliza as discussões sobre a questão ambiental, levantando novos temas para a planificação territorial sob o paradigma da sustentabilidade. Desta forma, ocorre o abandono de uma abordagem setorial a favor de um planejamento de múltiplos objetivos que, de maneira explícita, reconhece o *continuum* integrado dos recursos abióticos, bióticos e culturais (AHERN, 2002). A partir do início do Século XX, os movimentos conservacionistas desenvolveram idéias de preservação das espécies e conservação das reservas naturais, nas escalas nacional e regional, para atenuar os efeitos da ocupação antrópica na natureza (JONGMAN et al., 2004). De qualquer forma, apesar da boa intenção no setor da conservação da natureza, a industrialização da agricultura, a reestruturação do uso da terra, a construção de enormes redes de transporte e áreas metropolitanas causaram uma verdadeira fragmentação das áreas naturais, que muitos autores

definiram como a maior ameaça de origem antrópica à diversidade biológica (JONGMAN et al., 2004).

No planejamento, a fim de atenuar ou contrastar estes efeitos, propõem-se diversas estratégias, entre as quais assumiu particular relevância o planejamento de redes ecológicas.

A base teórica, constituída pelas contribuições e inovações das ciências ecológicas e da biogeografia, permitiu a superação da abordagem “insular”, que tem o enfoque da preservação de sistemas naturais isolados e fechados (BATTISTI, 2004). A nova abordagem aponta para maiores escalas espaciais e temporais, mais adequadas para a manutenção da biodiversidade e da funcionalidade dos ecossistemas. Apesar da atenção internacional sobre os temas ambientais e o planejamento de redes ecológicas, não se nota um conhecimento profundo de tais problemáticas por parte de quem redige os planos, que se vale somente de maneira marginal das profissões naturalísticas que, pelo contrário, deveriam ser inseridas no quadro pragmático e projetual (BATTISTI, 2004).

Portanto, este trabalho propõe complementar as informações ambientais relativas às análises pedológicas, visando à elaboração de um método para o planejamento de redes ecológicas.

O território descontínuo

As características com que se manifesta a fragmentação das áreas naturais são: o desaparecimento e/ou redução em superfície de determinadas tipologias ecossistêmicas (*habitat loss and reduction*); a progressiva insularização (*habitat isolation*); a re-organização espacial dos fragmentos remanescentes e o aumento do efeito de borda (*edge effect*) (BENNETT, 1999 apud BATTISTI, 2004). Estes sintomas agravam-se nas áreas tropicais, em cujas florestas está presente um número elevado de espécies caracterizadas geralmente por uma extrema especialização, por uma distribuição geográfica restrita e por uma reduzida capacidade de dispersão, resultando mais vulneráveis aos efeitos ecológicos e espaciais da fragmentação (BATTISTI, 2004).

Na Figura 1 são descritos alguns modelos utilizados para ilustrar os mecanismos de desagregação do território fragmentado: a passagem de um território contínuo a um mais descontínuo e desagregado pode acontecer por perfuração, dissecação, fragmentação, no

sentido estrito do termo, redução das dimensões dos fragmentos e redução do número dos fragmentos.

A perda dos ecossistemas pela progressiva fragmentação pode reduzir e isolar os fragmentos de tal forma que não possam desenvolver as funções ecológicas úteis para a vida das comunidades locais. A tal propósito, existe uma literatura abundante que evidenciou como, para a conservação ecológica de tais áreas, devam ser projetados espaços extensos e interligados como revisto por Battisti (2004). Para tal finalidade, o planejamento não pode limitar-se somente à instituição de reservas naturais, mas deve desenvolver-se numa adequada escala estendida à dimensão da paisagem como um todo (BATTISTI, 2004).

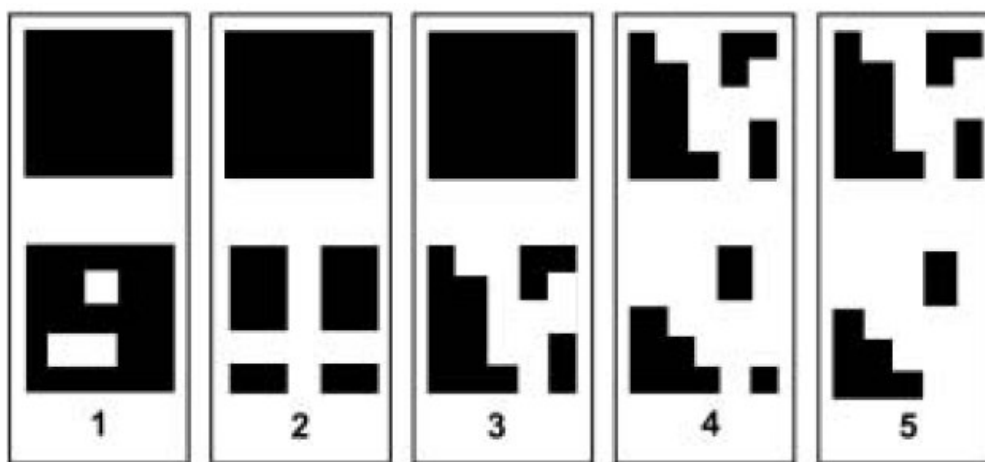


Figura 1. Passagem de um território contínuo a um fragmentado: 1 perfuração, 2 dissecação, 3 fragmentação, 4 redução das dimensões dos fragmentos, 5 redução do número dos fragmentos (BATTISTI, 2004).

Figure 1. Shift from a continuum to a fragmented land: 1 perforation, 2 dissection, 3 fragmentation, 4 patch size reduction, 5 patch number reduction (BATTISTI, 2004).

A conectividade ecossistêmica e as redes ecológicas

A ciência ecológica e ambiental tem desenvolvido os princípios da ecologia da paisagem com uma atenção particular sobre a conectividade do território. Com o objetivo de manter a continuidade físico-territorial e ecológico-funcional entre os ambientes naturais, as redes ecológicas tornaram-se uma estratégia importante de análise e de planejamento. Segundo Bennett (1999 apud BATTISTI, 2004), as redes ecológicas e os seus componentes podem ser assim classificados:

- Ligação ecológica – Habitat não necessariamente linear que facilita os movimentos da fauna ou a continuidade dos processos ecológicos na paisagem;
- Habitat linear – Faixa linear de vegetação (não necessariamente autóctone) de ligação entre áreas ecologicamente isoladas;
- Corredores de habitats – Faixa linear de vegetação posta para ligação de habitat de maior extensão, com função estrutural sem referência ao seu uso funcional por parte da fauna;
- Corredores de distúrbios – Entre estes elementos tipicamente lineares de origem antrópica enumeram-se as linhas ferroviárias, as estradas, os eletrodos, etc. Diferem da matriz em que são inseridas e têm, normalmente, efeitos negativos sobre as áreas naturais circunstantes;
- Pontos de ligação – Manchas naturais de habitat com elevada funcionalidade, em outras palavras, ótimas áreas de parada e refúgio para determinadas espécies.

Outros autores utilizam os termos corredores ecológicos para espaços abertos, cujas estrutura e qualidade servem funcionalmente para assegurar a passagem das espécies no mosaico ambiental; outros falam de corredores de dispersão para indicar os habitats com função de ligação entre fragmentos idôneos para determinadas espécies (SCOCCIANTE, 2001 apud BATTISTI, 2004).

O termo corredores parece sintetizar bem a natureza de tais ligações, seja pelas características geométricas da configuração espacial, principalmente lineares, seja pela função de conexão entre áreas naturais.

Os termos caminhos verdes e cinturões verdes são muito difusos e utilizados normalmente como sinônimos de corredores, mas esses se referem aos aspectos perceptivos, de fruição e estéticos ligados a qualidade de vida humana e urbanística (BATTISTI, 2004).

A presente pesquisa assume que nos termos rede ecológica se fundem os conceitos de corredores ecológicos com os de caminhos verdes, mantendo a conservação ecossistêmica como objetivo principal, sem excluir *a priori* a possibilidade de um uso misto. Ao contrário, a multifuncionalidade pode ajudar a estimular a participação da população residente no território no processo de decisão e na realização e manutenção do projeto. Além disso, os corredores verdes podem ser vistos não somente como um sistema de conexão de espaços abertos, mas como uma oportunidade que consegue reformular a estrutura e a funcionalidade do espaço de

forma ecológica, combinando uma visão economicamente factível e socialmente desejável (LINEHAN et al., 1995 apud CHON, 2004).

De modo geral, os projetos de redes ecológicas podem ser classificados em termos das várias configurações adotadas para o planejamento dos espaços abertos, com as seguintes alternativas teóricas (TURNER, 1995 apud IMAM, 2005): (A) um parque central multiuso similar ao Central Park em New York; (B) uma distribuição equitativa de espaços abertos entre as cidades remanescentes dos quarteirões residenciais como no centro de Londres; (C) uma hierarquia de parques de diferentes dimensões: metropolitana, distrital e local; (D) uma trilha para a comunidade em uma área residencial similar àquele proposto por Olmsted; (E) um sistema de parques intimamente conexo ao longo de vias que conectam espaços abertos, semelhante ao Emerald Necklace em Boston; (F) uma rede ambientalmente funcional de corredores sobrepostos: destinados aos pedestres, ao transporte leve e às funções ecológicas, que, através de superfícies pavimentadas e cobertura vegetal, se estendem em todo o território urbanizado, como no caso da cidade de Denver (Figura 2).

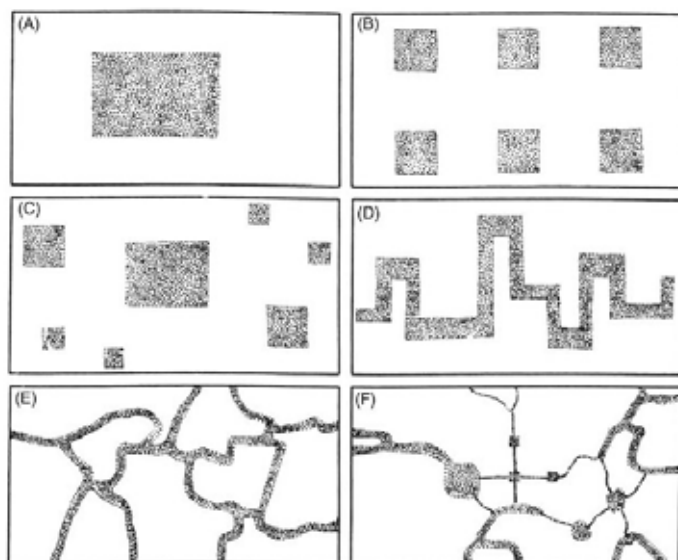


Figura 2. Alternativas teóricas para o planejamento de espaços abertos, propostas por Turner (1995 apud IMAM, 2005).

Figure 2. Alternatives theories for open space planning, by Turner (1995 apud IMAM, 2005).

Projetos de redes ecológicas

Para o projeto de redes ecológicas foram desenvolvidas metodologias que, apesar de mostrarem pequenas diferenças, podem ser brevemente sintetizadas nos seguintes passos propostos por Conine et al. (2004): i) a identificação dos objetivos; ii) a avaliação de áreas potenciais; iii) a avaliação dos elementos naturais com potenciais conectivos já existentes; iv) a avaliação de idoneidade; v) a avaliação da acessibilidade; vi) a delimitação e demarcação dos corredores; vii) a avaliação das propostas. Fábos (2004) reduziu a lista em cinco passos, englobando em uma única etapa a coleta e avaliação das áreas com potencialidades sociais, ambientais, conectivas e do existente. Outras propostas como, por exemplo, a de Steiner (2004), dotada de 11 passos, retomam os elementos das precedentes e sublinham como o planejamento é uma prática em contínua evolução e transformação, que necessita de uma avaliação e convalidação dos próprios objetivos e das próprias propostas constantemente em cada etapa.

Casos de estudo

Na literatura especializada, existem vários estudos e pesquisas disponíveis no campo do planejamento ambiental dos espaços verdes, em territórios urbanizados de forma densa e difusa, apesar de que, como denunciado por Miller e Hobbs (2002), poucos foram endereçados para aprofundar a ligação entre as problemáticas urbanísticas e aquelas da conservação ambiental e da biodiversidade, entre eles encontram-se: Ahern (1991), Walmsley (1995); Mazzotti e Morgenstern (1997); Quayle e Lieck (1997), Flores et al. (1998); em Little (1990) e em Flink e Searns (1993), onde são citados os casos de projeto de corredores predispostos para o movimento de animais ou de pessoas. Exemplos similares projetados em escala local foram realizados em Singapura, Canadá e USA como citado por Francis et al. (1984), McCormick (1992), Pedersen (1999), Meeus (2000), Foo (2001) e Jim e Chen (2003).

Com relação ao contexto europeu, o enfoque é colocado na integração de duas necessidades: para conservar os recursos naturais e a biodiversidade biológica, assim como, para dotar o território de uma estrutura socialmente válida. As experiências na Europa foram todas fundamentadas sobre uma base comum, constituída por princípios da ecologia da paisagem, mesmo que sejam interpretadas de acordo com as peculiaridades locais, relativas à

percepção da conservação, das técnicas científicas, das tradições, das administrações, etc. (JONGMAN et al., 2004).

No Brasil, Frischenbruder e Pellegrino (2006) denunciaram como tal debate, no campo acadêmico, é controvertido e sem uma literatura nacional de referência. As experiências mais relevantes em tal área nasceram da exigência de caráter sanitário que assinalaram os primeiros esforços na passagem do século XIX e XX, quando espaços verdes lineares foram introduzidos na malha urbana. Recentes experiências nacionais, como as apresentadas por Valente (2001) e Giordano (2004), refletem uma nova sensibilidade para as problemáticas associadas à fragmentação dos ambientes naturais.

Área de estudo

Como visto anteriormente, a problemática ligada à conexão dos ecossistemas se desenvolve na escala de abrangência territorial. Por este motivo, com a intenção de fornecer um instrumento de auxílio ao planejamento do município de Agudos – SP (e que fosse facilmente e economicamente reproduzível), escolheu-se contextualizar o estudo na escala territorial. O triângulo, composto pelos municípios de Agudos – Bauru – Piratininga, situa-se acerca de 380 km a oeste da capital do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°15' e 22°33' S e o 48°54' e 49°15' O, acima da formação dos Arenitos Bauru e Botucatu, com um gradual declive em direção oeste, recobrimdo uma área de 523km². A área de estudo é limitada ao Sul, Oeste e Noroeste pela borda da área de captação do Rio Batalha até o encontro com o Córrego Água do Paiol (ponto A na Figura 3), ao Leste pelo limite das bacias do Rio Taperão e do Córrego da Serrinha (ponto D na Figura 3) e sucessivamente pelo limite da bacia do Ribeirão Grande até o encontro com o Ribeirão do Campo Novo (ponto C na Figura 3), cuja bacia marca o limite a Norte juntamente com os limites das bacias do Rio Bauru até o ponto de confluência com o Córrego Sobrado (ponto B na Figura 3).

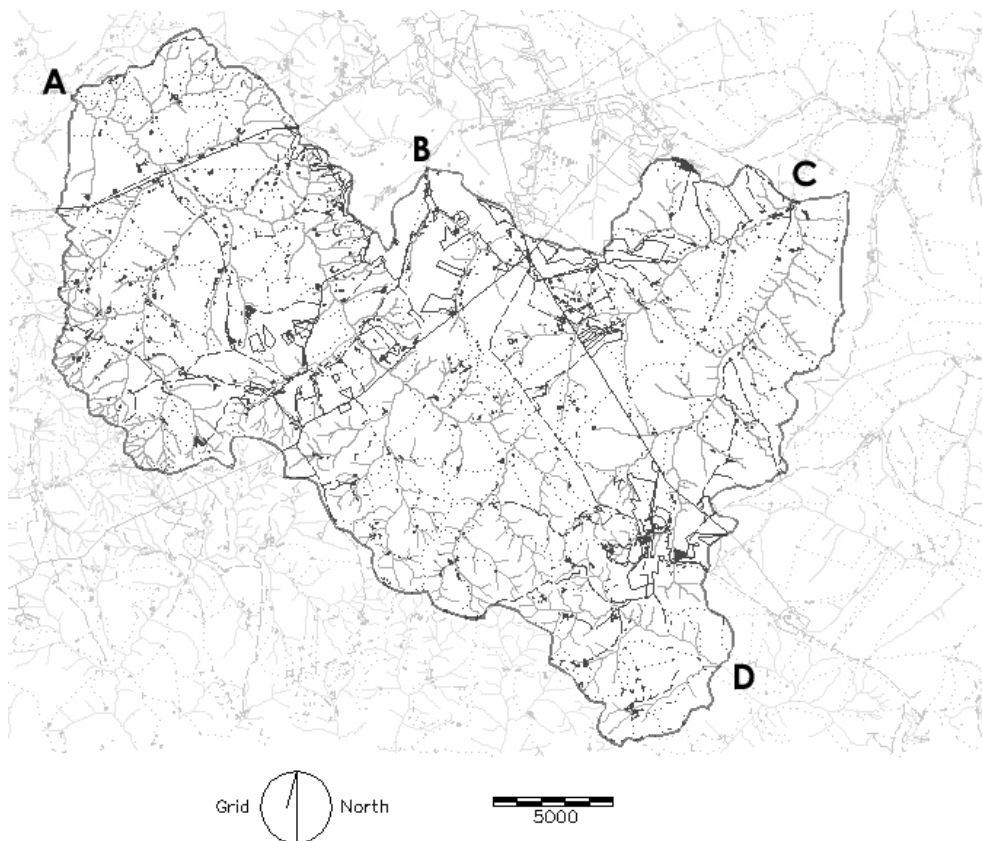


Figura 3. Área de Estudo.
 Figura 3. Study area.

Como descrito por Rocha (1993), Koffler e Montandon (2000) e Traficante (2007a), o território coloca-se essencialmente sobre formações do grupo Bauru, o relevo segue o leve declive para oeste e o solo é principalmente constituído de Latossolo Vermelho-Amarelo com manchas de Argissolo e Neossolo Quartzarênico. A transformação sócio-econômica mais relevante dos últimos 40 anos surgiu como resposta à crise energética dos anos de 1970, que alterou radicalmente o mercado energético, estipulando a produção de cana de açúcar e novas indústrias de álcool. A modernização das tecnologias e a mudança das necessidades daquela época levaram a novos processos migratórios para a cidade, enquanto a paisagem no seu entorno mudava mais uma vez, para responder a crescente demanda dos mercados nacional e internacional: foi neste período que houve uma produção maciça de cana, mas também de laranja, e o estabelecimento de empresas para a produção de carne e leite (ROCHA, 1993).

A área apresenta as características de difusão da cidade no território, reforçando as relações de integração do triângulo composto pelos municípios de Agudos, Piratininga e

Bauru. A difusão edilícia, a dispersão das atividades produtivas, com conseqüente alargamento da malha viária, levou a uma redução do ambiente natural e a uma degradação do principal recurso hídrico do território, o Rio Batalha. Neste quadro, políticas de desenvolvimento centradas em redes ecológicas são tomadas em exame, buscando re-equacionar os eixos constituídos pelo Rio Batalha e pela rodovia Jaú- Ourinhos.

A região administrativa teve, nos anos de 1980, um Plano Regional com o escopo de promover o desenvolvimento econômico e social da região. Neste é possível encontrar dados das características físicas e intenções de desenvolvimento daquela época, úteis na definição das transformações do território e das análises de desenvolvimento.

MATERIAL E MÉTODOS

O desenvolvimento e a disponibilidade de aéreo foto e imagens de satélite facilitaram a coleta de informações do território. No presente trabalho foram utilizadas as informações e mapas sintéticos redigidos no plano de 1980 pra a região Administrativa de Bauru, fotos aéreas do campo de 1960, 1972 e 2000 e imagens de satélite LANDSAT TM5 de 2001, além de mapas topográficos de referência na escala 1:50000 (IBGE, 1972), dados de laboratório para a determinação das características do solo e dados bibliográficos. Foram empregados dois programas: o programa IDRISI 3.2 (EASTMAN, 1999), como SIG para a criação de um banco de dados, análise e gestão das informações; e o programa FRAGSTATS3.3 (MCGARIGAL e MARKS, 1995), para a determinação de algumas características espaciais como a individualização das manchas de vegetação natural com área nuclear.

No presente trabalho, aprofunda-se o aspecto analítico, determinando a distribuição da idoneidade das terras a hospedar a rede ecológica. A partir das análises pedológicas, típicas do processo de determinação da capacidade de uso da terra, se constrói um conjunto de informações ambientais úteis para o planejamento e o projeto da rede ecológica e, deste modo, para o planejamento do território na sua globalidade.

A análise consta das indicações metodológicas e analíticas de Miller et al. (1998), repropostas por Giordano (2004), desenvolvendo as seguintes etapas:

1. Elaboração de mapas temáticos;
2. Individualização de fatores e restrições de idoneidade para o território;

3. Avaliação Multicriterial (MCE);
4. Seleção dos pontos nodais da rede ecológica;
5. Delimitação da rede de corredores.

Elaboração de mapas temáticos

Em seguida de um estudo preliminar da área de estudo, evidenciou-se a necessidade de um aprofundamento de alguns aspectos do território como:

- Mapa clivométrico e hidrográfico: são temas obtidos por dados topográficos (escala 1:50000).
- Capacidade de uso da terra: os solos foram definidos através de um levantamento semidetalhado e completado para toda área de estudo do mapa contido no plano dos anos de 1980, evidenciando-lhe as potencialidades de uso.
- Uso e ocupação da terra: são temas obtidos a partir da interpretação de imagens de satélite LandsatTM5 do 2001 e de visitas de campo, integrados aos dados referentes ao sistema de mobilidade e das residências.

As características da terra e suas potencialidades foram definidas por um estudo desenvolvido anteriormente ao presente trabalho (TRAFICANTE, 2007a). Tais informações relativas ao solo do município de Agudos foram complementadas pelos trabalhos para o plano regional e da sétima região administrativa do Estado de São Paulo, para toda área de estudo.

Individualização dos fatores e restrições de idoneidade para o território

A escolha das áreas de maior idoneidade baseou-se em critérios, divididos entre fatores e restrições à idoneidade. As restrições são áreas, onde não é consentido outro uso da terra além das práticas conservacionistas. Elas são constituídas pelas áreas submetidas à proteção permanente (APP), pelas áreas com inclinação maior de 40%, pelas áreas úmidas e pelos topos de morros e montanhas, em conformidade com a legislação vigente, Lei nº 4771 de 15/09/65, modificada pela Lei nº 7803/89 e 7875/89. Se de um lado limita-se o uso de tais áreas, do outro se procura favorecer-lhes a ocupação por parte dos corredores verdes nas áreas limítrofes. Os fatores agem como critérios promotores da idoneidade. Eles se dividem entre fatores de relação direta e fatores de distância (GIORDANO, 2004). Ao primeiro grupo

pertencem as informações relativas à distribuição da capacidade de uso das terras, a distribuição espacial da vegetação natural e a distribuição da resistência ao movimento das espécies. As áreas de classe baixa são as menos idôneas e as de classe alta são as mais idôneas, sendo que neste caso a rede ecológica agiria como elemento estabilizante das terras prevenindo-lhes uma depauperação talvez irreversível no caso de serem utilizadas inapropriadamente (VALENTE, 2001). Os fatores de distância são uma função de idoneidade decrescente com a distância, medida a partir das APP dos corpos de água, das declividades superiores a 40% e dos topos de morros.

Uma vez estabelecidos os fatores, estes são reinterpretados segundo uma escala de valores para a determinação da idoneidade. Para a matriz, composta pelas áreas com ocupação antrópica, assumiu-se um valor de 50 e para os fatores de relação direta um valor de 200. No caso dos fatores de distância, o valor decresce linearmente de 200 para 50 em um *buffer* de 500m.

Avaliação Multicriterial (MCE)

A individualização de áreas com diversos potenciais representa um problema multicriterial de natureza espacial: de fato a idoneidade do território é expressa por combinações de múltiplos fatores, que são variáveis geográficas representadas através de mapas temáticos (GENELETTI, 2005). A conservação é um importante aspecto do processo de tomada de decisão que deve considerar a existência de um grande número de diferentes atores sociais e uma ampla variedade de objetivos contrastantes (PHUA e MINOWA, 2005). A consideração de vários critérios ou fatores para a escolha de uma determinada tomada de decisão é chamada de Avaliação Multicriterial ou Análises de Decisões Multicriteriais (EASTMAN et al., 1995 apud FERRAZ & VETTORAZZI, 2005) e o modelo de agregação utilizado é o método de Combinação Linear dos Pesos (*Weight Linear Combination* WLC).

Para calcular o peso para cada fator foi utilizado o processo hierárquico analítico usado por Saaty (1980). Este método emprega uma comparação entre cópias de fatores para determinar a importância relativa de cada um deles (XIANG e WHITLEY, 1994 apud CONINE et al., 2004; EASTMAN, 2001 apud VALENTE e VETTORAZZI, 2005). Para construir a matriz de comparação utilizou-se uma consulta através da qual um grupo de profissionais exprime a própria opinião segundo uma escala contínua de 9 pontos (Tabela 1).

Tabela 1. Escala de valores e graus de importância entre os dois critérios comparados.
 Table 1. Value scale and importance degrees between the two criteria compared.

<i>Escala de 9 pontos contínuos para comparação de pares</i>							
1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	9
extremamente	muito	moderadamente	pouco	igualmente	pouco	moderadamente	extremamente
menos importante					mais importante		

A matriz de comparação foi validada através da taxa de consistência (TC), que Saaty (1980) definiu como a probabilidade de que os valores de comparação tenham sido assinalados de modo aleatório. A matriz deve ser considerada inconsistente e, assim, reorganizada para valores de TC superiores a 0,10.

Seleção dos pontos nodais da rede ecológica

Giordano (2004) definiu locais relevantes como espaços físicos que podem ter uma influência positiva, ou negativa, nos corredores verdes: dentre estes recorda lugares como sítios arqueológicos, de beleza cênica, de valor para recreação ou fontes de contaminação, de erosão, áreas de desmatamento.

A seleção dos locais foi feita pelo autor, individualizando no Rio Batalha a possível coluna vertebral do projeto. Desta forma, tentou-se instaurar uma ligação entre os fragmentos de vegetação natural com áreas nucleares através da rede ecológica. Além destes fragmentos, foram escolhidos como pontos nodais da rede, locais de particular beleza cênica, potencial recreativo, turístico, esportivo.

Delimitação da rede ecológica

Uma vez calculada a idoneidade, é possível transmutar tal conceito no seu inverso, isto é, numa superfície de fricções. Em consideração à resistência oferecida por estes atritos, é possível determinar os percursos menos custosos. Os corredores definidos através de seus percursos ideais são delimitados por uma faixa tampão de 100m de cada lado, que, segundo Yahner et al. (1995 apud GIORDANO, 2004), corresponde à largura mínima que um corredor deve ter para melhorar efetivamente a conectividade e diminuir a fragmentação do ambiente natural.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Análise de idoneidade

Os mapas temáticos de base (Figura 4) incluem informações relativas à distribuição espacial das declividades, das classes de capacidade de uso, hidrografia e uso do solo.

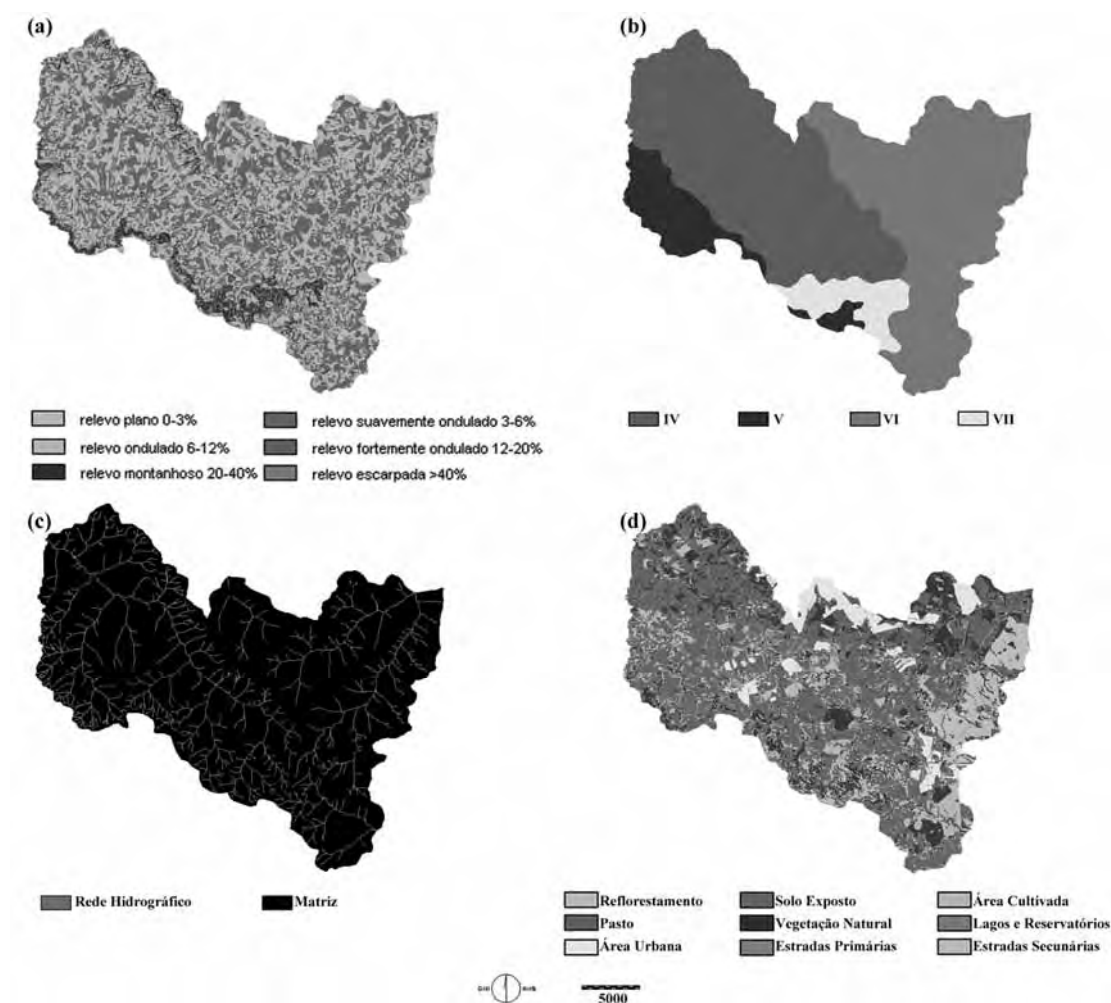


Figura 4. Mapas temáticos de base: a) mapa de clivometria; b) mapa de capacidade de uso; c) mapa de hidrografia; d) mapa de uso do solo.

Figure 4. Basic Thematic Maps: a) slope; b) land use suitability; c) hydrography; d) land use classification.

A escala de valores adotada associa para cada fator uma pontuação de idoneidade entre 50 e 200, enquanto as restrições são representadas por valores booleanos, onde o valor 0 representa uma restrição total do uso e o valor 1 representa ausência de restrições (Figura 5). Além das áreas em que o uso está limitado pela natureza dos próprios lugares, um fator restritivo ao uso é representado pelas edificações existentes, onde não é, evidentemente,

possível construir. Apesar destas áreas residenciais não poderem ser substituídas na implantação da rede, é possível prever uma integração, de forma a reforçar as ligações entre os dois usos, que não são, de fato, nem exclusivos nem contraditórios.

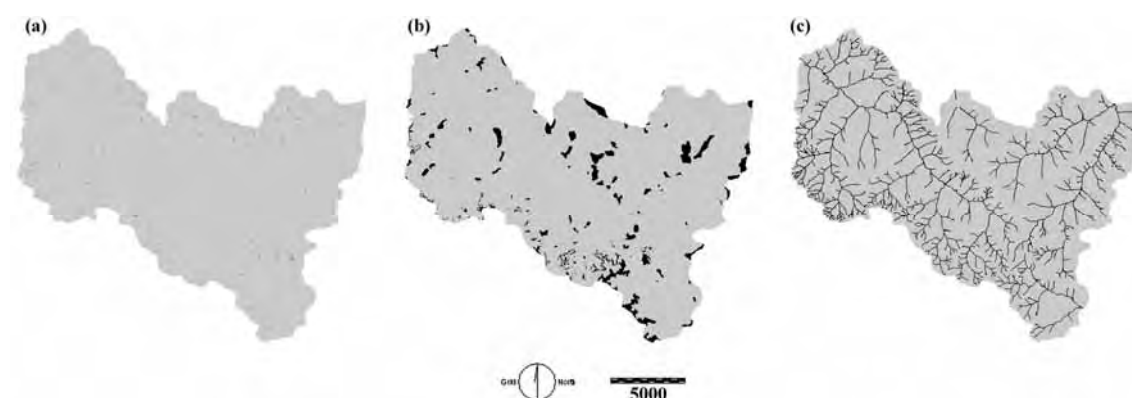


Figura 5. Restrições: a) áreas Edificadas; b) áreas de proteção permanente (topos de morro e áreas com declives superiores a 40%); c) áreas de proteção permanente de pertinência hidrográfica.

Figure 5. Constraints: a) Built areas; b) Permanent protection areas (hill tops and slopes higher than 40%); c) permanent protection areas for water bodies.

Os fatores de relação direta compreendem o mapa de vegetação natural, onde são incluídas manchas de mata e manchas de cerrado, e o mapa de capacidade de uso da terra, que foi standartizado de modo a associar à classe IV uma pontuação de idoneidade de 50, à classe V uma pontuação de 90, à classe VI uma pontuação de 130 e à classe VII uma pontuação de 170. Com relação às áreas de criticidade ao movimento das espécies (TRAFICANTE, 2007b), foi assinalada uma pontuação que privilegiasse a passagem da rede nas áreas de maior criticidade, com a finalidade de auxiliar a dispersão. No caso específico, o valor de idoneidade máximo é associado às áreas de urbanização densa, reforçando a idéia de como a rede ecológica tem função integrante na paisagem (Figura 6).

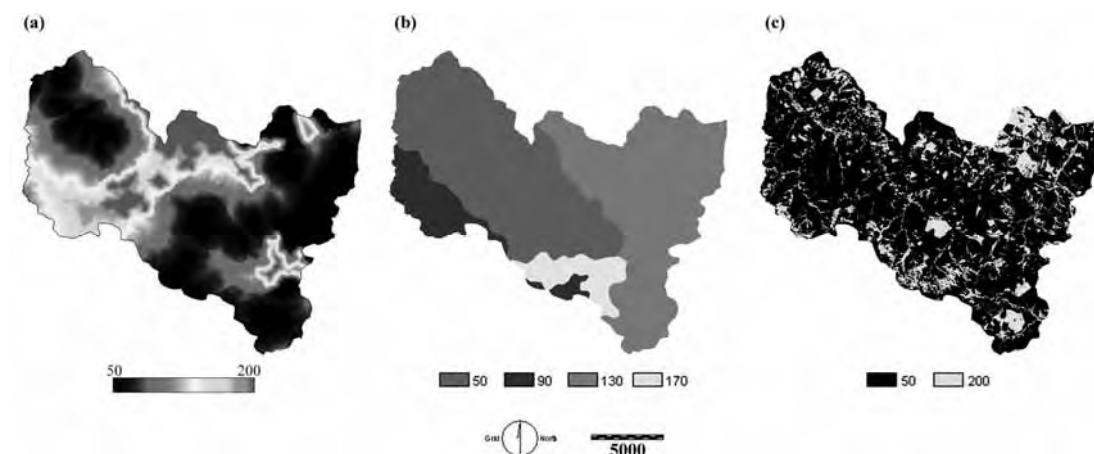


Figura 6. Fatores de relação direta: a) custos do movimento biológico; b) capacidade de uso da terra; c) vegetação natural.

Figure 6. Direct Factors: a) biological dispersal costs; b) land suitability; c) natural vegetation.

Para os fatores de distância (Figura 7), a pontuação de idoneidade decresceu linearmente de 200 a 50 no interior de um *buffer* de 500m, a partir da respectiva área de proteção permanente (Figura 8).

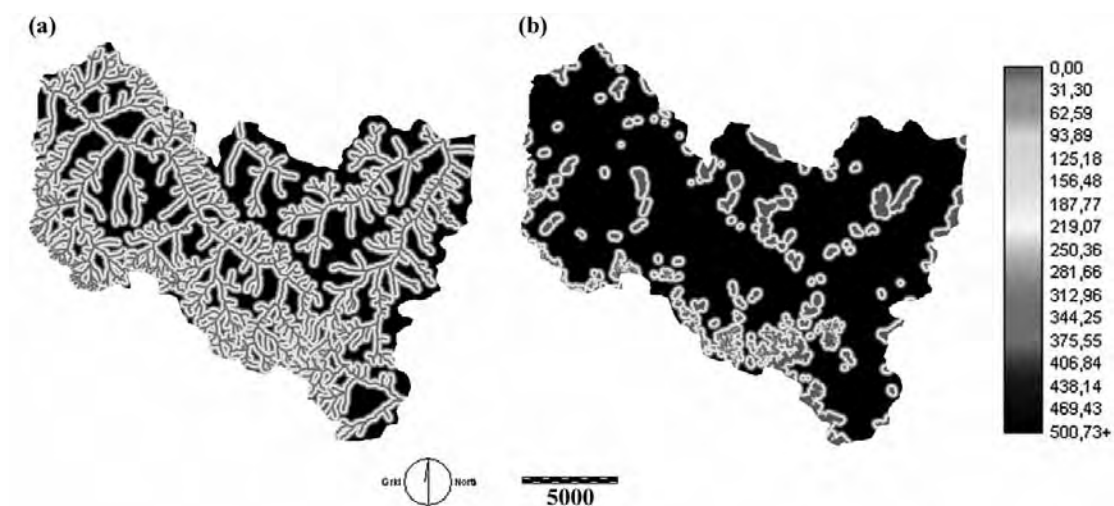


Figura 7. Fatores de distância: a) mapa de distância com relação à APP de pertinência hidrográfica; b) mapa de distância com relação às APP restantes.

Figure 7. Distance Factors: a) from water bodies permanent protection areas; b) from all other permanent protection areas.

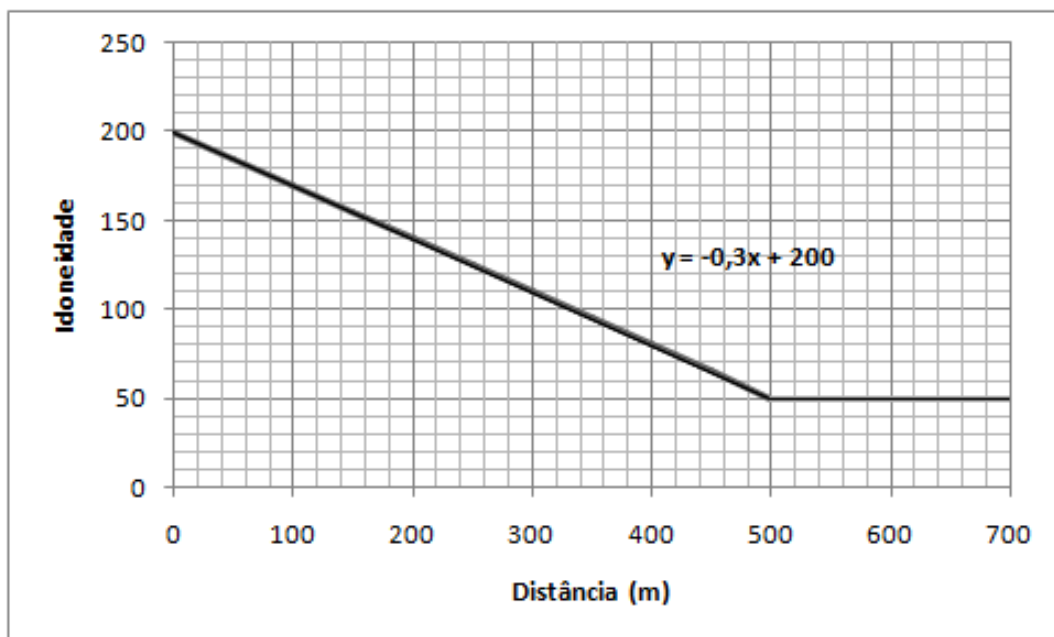


Figura 8. Curva dos valores de idoneidade nos arquivos de distância, decrescente segundo a equação de regressão ilustrada no gráfico dentro do *buffer* de 500m, e igual a 50 no seu exterior.

Figura 8. Function of suitability values for distance factors, decreasing by the illustrated regression rule within a 500m buffer zone, and equal to 50 outside.

Para a ponderação dos fatores, foi utilizada a matriz de comparação da Tabela 2, com uma taxa de consistência próxima a 0,6. Os resultados mostraram como as áreas próximas aos corpos d'água foram mais preponderantes na determinação da idoneidade (37%). Os pesos relativos menores foram atribuídos ao fator de proximidades às APP (6%) e ao fator relativo às classes de capacidade de uso (4%).

Tabela 2. Matriz de comparação e pesos.

Table 2. Comparison Matrix and weights.

Atribuição dos valores de comparação aos pares de critérios						
	<i>Prox_Rio</i>	<i>Prox_APP</i>	<i>RD_Veg</i>	<i>RD_Bio</i>	<i>RD_Cap</i>	Pesos
<i>Prox_Rio</i>	1	-	-	-	-	0,37
<i>Prox_APP</i>	0,33	1	-	-	-	0,21
<i>RD_Veg</i>	0,14	0,2	1	-	-	0,06
<i>RD_Bio</i>	1	1	9	1	-	0,33
<i>RD_Cap</i>	0,14	0,2	0,33	0,11	1	0,04

Fatores: *Prox_RIO* proximidades às áreas de proteção permanente relativas à rede hidrográfica; *Prox_APP* proximidades às áreas de proteção permanente das demais categorias (áreas com declividades superiores a 40% e topos de morro); *RD_VEG* áreas ocupadas por vegetação natural (mata e cerrado); *RD_BIO* distribuição espacial do custo ao movimento das espécies animais terrestres devido à ocupação antrópica do território; *RD_Cap* capacidade de uso da terra

A avaliação multicriterial MCE-WLC levou à elaboração gráfica da distribuição espacial da idoneidade para redes ecológicas (Figura 9). Também nesta instância é reforçado o papel que os SIGs e as análises multicriteriais recobrem na esfera do projeto destes espaços verdes, representando uma oportunidade válida para reduzir custos e tempos de análises, sobretudo nas primeiras fases projetuais.

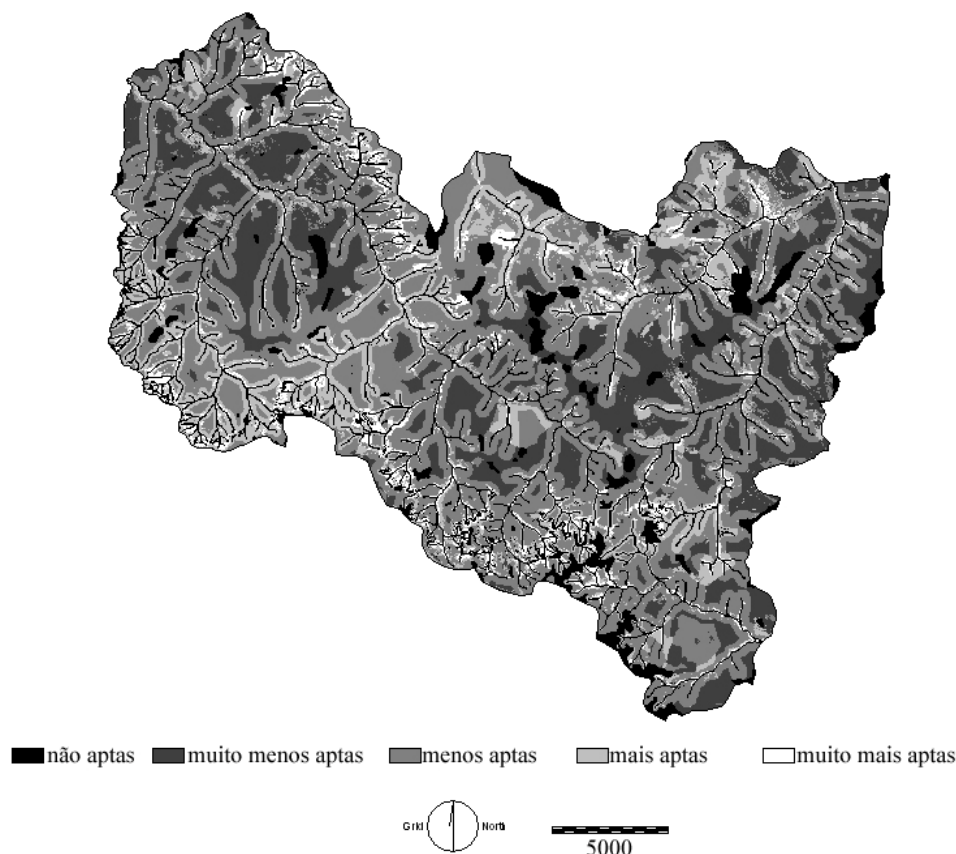


Figura 9. Mapa de idoneidade.
Figure 9. Suitability map.

Seleções dos locais relevantes

A seleção dos pontos relevantes e, assim, dos nós da rede, foi pensada de modo a privilegiar a proximidade e a conectividade com o Rio Batalha. As manchas de vegetação natural com áreas nucleares (determinadas por uma profundidade da borda de 200m) constituíram os pontos nodais da rede ecológica. O efeito de borda propaga-se em uma profundidade dependente de diversos fatores como micro-clima, tipo de vegetação, exposição aos fluxos de energia e de matéria, não existindo assim um valor único válido para cada

situação (FORMAN, 1995 apud GIORDANO, 2004). Por esta razão, escolheu-se uma profundidade de borda, assumindo poder comparar as manchas florestais com os rios de largura compreendida entre 200 e 600m, para os quais é prevista uma faixa de proteção de 200m. Os locais relevantes estão dispostos essencialmente ao longo do eixo fluvial do Rio Batalha, e ao longo de ramos secundários. Na Figura 10, pode ser observada a distribuição espacial dos locais relevantes, bem como a distribuição dos fragmentos com área nuclear.

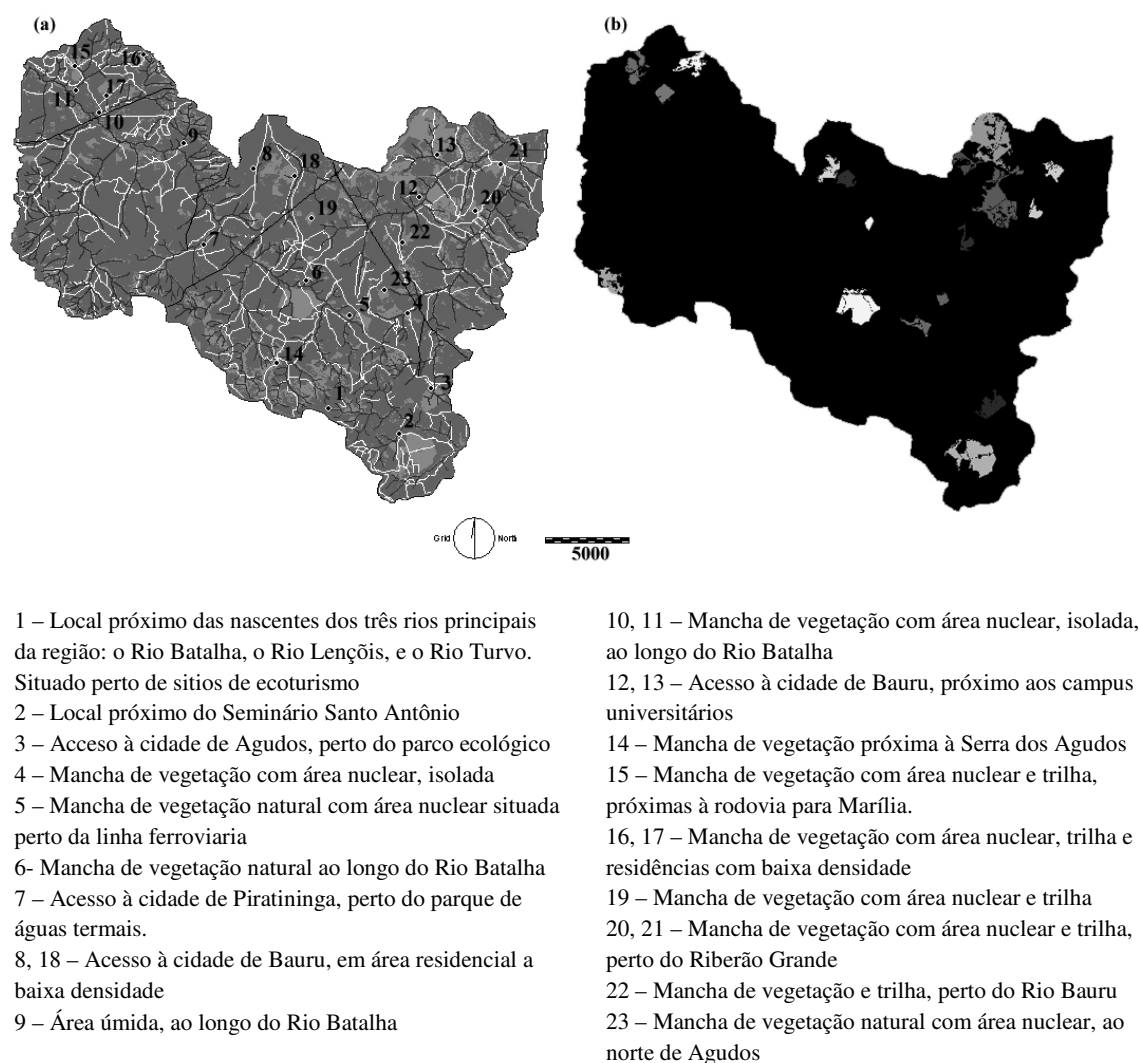


Figura 10. (a) Distribuição espacial dos locais relevantes e breve descrição morfológica; (b) distribuição dos fragmentos com área nuclear.

Figure 10. (a) Spatial Distribution of relevant places and their morphological description; (b) distribution of patches with core areas.

Delimitação da rede ecológica: três hipóteses projetuais.

A configuração espacial da rede ecológica não é univocamente estabelecida, podendo desenvolver-se em uma estrutura ramificada, em circuito ou mista. A escolha dos nós e dos corredores é estabelecida a critério do projetista.

Uma vez estabelecida a configuração espacial da rede ecológica, o delineamento do caminho ideal dos corredores ecológicos é determinado segundo uma função de custo.

As três hipóteses propostas (Figura 11) apresentam um território cujos componentes naturais de importância ecológica, em termos de área nuclear, estão conectados entre eles. Os corredores verdes representam um excelente meio para contabilizar as necessidades, seja do desenvolvimento e crescimento urbanos, seja da conservação. Comumente, pensa-se nestes corredores como simples estruturas lineares vegetais, predispostas à prevenção dos recursos naturais (*buffer* para cursos de água, ou estruturas estabilizantes contra processos erosivos), porém podem ser considerados como oportunidades para satisfazer, também, as necessidades da população em relação a áreas de recreação, proteção ambiental e vias de transporte alternativo. Obviamente, a interconexão e as possibilidades de mobilidade mudam de uma alternativa projetual à outra, requerendo uma análise mais profunda em termos ecológicos e de custo de utilização para a determinação da escolha mais conveniente e oportuna.

As redes ecológicas não devem ser enfatizadas como a panacéia ao problema da fragmentação ambiental, mas ao mesmo tempo é importante reconhecer-lhes o mérito de introduzir conceitos e critérios de conservação no âmbito da planificação ordinária.

De qualquer forma, como indicado por Fábos (2004), as áreas naturais e os corredores constituintes da rede ecológica deveriam recobrir porções de território compreendidas entre 30 e 75% da paisagem, dependendo essencialmente da topografia e do grau de idoneidade ao desenvolvimento da própria paisagem. O mesmo autor pressupõe que nas áreas de planície, particularmente adaptadas ao desenvolvimento, seja suficiente 30%, enquanto em áreas de topografia mais ondulada tal percentual deve necessariamente crescer.



Figura 11. Hipóteses Projetuais de redes ecológicas, segundo um esquema ramificado, um misto e um em circuito.

Figure 11. Design Hypotheses for ecological networks: ramified, mixed e circuit configuration.

CONCLUSÕES

A metodologia proposta revelou-se eficaz ao definir de forma clara o mapeamento da idoneidade e, desta maneira, eficaz na delimitação do melhor percurso para os corredores da rede ecológica com respeito às estratégias projetuais.

A técnica de ponderação dos fatores de idoneidade foi consistente, fornecendo uma representação holística das problemáticas territoriais, enquanto o método de combinação linear dos pesos representou uma forma responsável e confiável para o planejamento, maximizando a compensação entre os fatores.

As redes ecológicas descritas nas três alternativas projetuais mostraram uma maior interconexão entre os elementos de vegetação natural. A rede em circuito, que conectou o mesmo número de fragmentos com área nuclear do que a rede mista, constituiu o sistema verde mais interconexo, oferecendo ao mesmo tempo maiores oportunidades de acesso e transporte não motorizado para a população local.

Além disso, as redes ecológicas constituem um importante meio de defesa e preservação dos recursos hídricos, especialmente, do Rio Batalha e da sua mata ciliar, formando um *buffer* ao seu redor.

A metodologia torna-se, desta maneira, um importante instrumento de planejamento ambiental, podendo ser aplicado para a inteira escala do território regional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHERN. **Theories, methods and strategies for sustainable landscape planning**. 2002.
- BATTISTI, C. **Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche**: un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma: Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile, 2004. 249 p.
- BENNETT, A.F. **Linkages in the Landscape**: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Switzerland: IUCN, Gland, 1999. 254 p.
- CHON, J.H. **Aesthetic responses to urban greenway trail corridors**: implications for sustainable development in tourism and recreation settings. Texas: maio 2004. Originalmente apresentada como tese de doutorado em Psicologia, Graduate Studies of Texas A&M University, 2004. p. 248.
- CONINE, A.; XIANG, W.N.; YOUNG, J.; WHITLEY, D. Planning for multipurpose greenways in Concord, North Carolina. **Landscape Urban Planning**. n. 68, p. 271–287, 2004.
- EASTMAN, J.R. IDRISI32. **Guide to GIS and image processing**. Massachusettes, Clark University. v.2, 1999. 169 p.
- EASTMAN, J.R. **Decision support**: decision strategy analysis. Idrisi 32 release 2: Guide to GIS and Image processing. Worcester: Clark Labs, Clark University, 2001. v.2, 22 p.
- FÁBOS, J.G., 2004. Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. **Landscape and Urban Planning**. n. 68, p. 321–342, 2004.
- FERRAZ, S.F. de B.; VETTORAZZI, C.A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Sociedade de Investigações Florestais**. v.27, n. 4, p. 575-583, 2003.
- FLINK, C.A.; SEARNS, R.M. **Greenways**: A Guide to Planning, Design, and Development. Washington, DC: Island Press, 1993.
- FLORES, A.; PICKETT, S.T.A.; ZIPPERER, W.C.; POUYAT, R.V.; PIRANI, R. Adopting a modern ecological view of the metropolitan landscape: the case of a greenspace system for the New York City region. **Landscape and Urban Planning**. n. 39, p. 295–308, 1998.
- FOO, T.S. Planning and design of Tampines, an award-winning high-rise, high-density township in Singapore. **Cities**. n. 18, ano 1, p. 33–42, 2001.
- FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FRANCIS, M.; CASHDAN, L.; PAXSON, L. **Community Open Spaces: Greening Neighborhoods through Community Action and Land Conservation**. Washington, DC: Island Press, 1984.

FRISCHENBRUDER, M.T.M.; PELLEGRINO, P. Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. **Landscape and Urban Planning**. n. 76, p. 67-78, 2006.

GENELETTI, D.; GUASTAMACCHIA M. Un sistema di supporto alla pianificazione per un'area protetta. **Estimo e Territorio**. n. 11, p. 54-59, 2005.

GIORDANO, L.C. **Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (greenways) ao longo de cursos fluviais**. Rio Claro, SP: 2004. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geociências – Área de Concentração em Geociências e Meio Ambiente, Rio Claro, 2004. p. 177.

IMAM, K.Z.E.A. Role of urban greenway systems in planning residential communities: a case study from Egypt. **Landscape and Urban Planning**. n. 76, p. 192-209, 2006.

JIM, C.Y.; CHEN, S.S. comprehensive greenspace planning based on landscape ecology principles in compact Nanjing city, China. **Landscape and Urban Planning**. n. 65, p. 95-116, 2003.

JONGMAN, R.H.G.; KÜLVIK, M.; KRISTIANSEN, I.; 2004. European ecological networks and greenways. **Landscape Urban Planning**. n. 68, p. 305-319, 2004.

KOFFLER, N.F.; MONTANDON, D.T. Diagnóstico do uso da terra e suscetibilidade à erosão da bacia do alto Batalha (SP), usando técnicas automáticas. Bauru, **Mimesis**. v. 21, n. 1, p. 53-72, 2000.

LINEHAN, J., GROSS, M., FINN, J. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. **Landscape Urban Planning**. n. 33, p. 179-193, 1995.

LITTLE, C. E. **Greenways for America**. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, 1990. 237 p.

MAZZOTTI, F.J.; MORGENSTERN, C.S. A scientific framework for managing urban natural areas. **Landscape and Urban Planning**. n. 38, p. 171-181, 1997.

MCCORMICK, K. They need their neighborhood more. **Lands.Architect**. p. 50-53, jun. 1992.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: USDA, Forest service, pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

MEEUS, J. How the Dutch city of Tilburg gets to the roots of the agricultural 'kampen' landscape. **Landscape and Urban Planning**. n. 48, p. 177–189, 2000.

MEYER, R.M.P. O urbanismo: entre a cidade e o território. **Cienc.Cult.**, vol.58, n.1, p.38-41, 2006.

MILLER, W.; COLLINS, M. G.; STEINER, F. R.; COOK, E. An approach for greenway suitability analysis. **Landscape and Urban Planning**. n. 42, p. 91-105, 1998.

MILLER, J.R.; HOBBS, R.J. Conservation where people live and work. **Conservation Biology**. n. 16, p. 330-337, 2002.

PEDERSEN, E. The Garrison creek linkage plan. **Plan Can.** n. 39, ano 5, p. 20–21, 1999.

PHUA, M.H.; MINOWA, M. A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. **Landscape and Urban Planning**. n. 71, p. 207–222, 2005.

QUAYLE, M.; LIECK, T.C.D. Growing community: a case for hybrid landscapes. **Landscape and Urban Planning**. n. 39, p. 99–107, 1997.

ROCHA, J.C. Agudos: seu passado, sua gente: uma perspectiva para as futuras gerações. Bocaina, SP: Gráfica ART NOSDE, 1993. 169 p.

SAATY, T. **The analytic hierarchy process**. New York: McGraw-Hill, 1980. 287 p.

TRAFICANTE, C. **Análise da capacidade de uso da terra como subsidio ao planejamento ambiental do território: aplicação nas terras do município de Agudos, SP**. Bauru, SP: 2007a. (enviado para publicação).

TRAFICANTE, C. **Redes ecológicas: a biodiversidade no planejamento territorial**. 2007b. (enviado para publicação).

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba, SP: USP, out. 2001. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado em Recursos Florestais, Área de Concentração em Conservação de Ecossistemas Florestais), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001. p.144.

VALENTE, R.O.A., VETTORAZZI, C.A. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial, em ambiente SIG, para a conservação e a preservação florestal. **Scientia Forestales**. n. 69, p. 51-61, dez. 2005.

WALMSLEY, A. Greenways and the making of urban form. **Landscape and Urban Planning**. n. 33, p. 81-127, 1995.

CAPÍTULO IV

ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA A AVALIAÇÃO DO PLANEJAMENTO DE REDES ECOLÓGICAS

Redigido conforme às normas da revista: **REVISTA FLORESTA**

ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA A AVALIAÇÃO DO PLANEJAMENTO DE REDES ECOLÓGICAS

Resumo

O projeto de redes ecológicas, baseado nos princípios da ecologia da paisagem, apresenta claras direções plausíveis de planejamento. Inserindo o projeto dos corredores ecológicos na própria paisagem, dois fatores assumem relevância: o padrão dos elementos na paisagem e a tendência da matriz envolvente. A paisagem atual e três cenários projetuais de rede ecológica na região de Agudos – Bauru – Piratininga, essencialmente ao longo do Rio Batalha, são avaliados através da utilização de métricas da paisagem, de modo a contemplar as necessidades de conservação dos recursos hídricos e de preservação da fauna e da flora. A avaliação das métricas (efetuada através do programa FRAGSTATS 3.3 de McGarigal e Marks, 1995) mostrou uma melhoria para a classe de vegetação natural, indicada por uma diminuição na densidade dos fragmentos e um aumento da conectividade, e uma melhoria no nível de paisagem indicada por um aumento da diversidade e da conectividade. A rede ecológica foi avaliada, também, em termos de custo ao usuário através de dois critérios, a densidade relativa de circuitos e a taxa de custo, que complementam a análise ecológica.

Palavras-chave: métricas da paisagem, fragmentação de habitat, conectividade

Abstract

Landscape ecology for the evaluation of ecological network planning. The current paper illustrates the evaluation phase within the planning and design of ecological networks in term of landscape composition and configuration changes as to landscape ecology's principles. The ecological network design shows plausible planning direction when it is based on landscape ecology's principles. The current landscape and three design scenarios of ecological networks in the Agudos – Bauru – Piratininga region, which are essentially sited along the Batalha River, in order to contemplate the needs for hidrological resources conservation, flora and fauna preservation, are evaluated by means of landscape metrics. The metrics evaluation (computed in the open source software FRAGSTATS3.3 by McGarigal e Marks, 1995) shows a general enhancement: patch density decrease and higher connectivity values for natural vegetation class, an augment of diversity and connectivity at landscape level. The ecological

network is also evaluated in terms of user cost by two criteria, circuitry and cost rate, which complement the ecological assessments.

Keywords: landscape metrics, habitat fragmentation, connectivity.

INTRODUÇÃO

As idéias de corredores ecológicos na Europa e de caminhos verdes nos Estados Unidos iniciaram-se no começo do século XX, com a finalidade de interconectar áreas urbanas e áreas naturais (JONGMAN et al., 2004; ZHANG e WANG, 2006). Os corredores ecológicos deveriam, desta forma, oferecer espaços abertos para a população da cidade e do campo em um sistema único de circulação, cumprindo diferentes funções sociais, ecológicas e de preservação do patrimônio histórico e cultural, segundo a classificação proposta por Fábos (2004).

O projeto de redes ecológicas destinado a um transporte leve ou à circulação das espécies animais ou, ainda, à preservação, baseado nos princípios da ecologia da paisagem, apresenta claras direções plausíveis de planejamento (FÁBOS, 2004).

Os planejadores tentaram, e ainda estão tentando, criar e conservar os corredores ecológicos em áreas urbanas, em resposta à rápida urbanização e ao mesmo tempo para proteger o ambiente natural e a biodiversidade, melhorar a qualidade da vida dos residentes e moderar o microclima urbano (ZHANG e WANG, 2006).

Vários métodos e princípios da ecologia da paisagem foram aplicados no planejamento de sistemas de redes ecológicas nas últimas décadas. Métricas da configuração e composição da paisagem foram aplicadas no estudo da ecologia urbana (WU et al., 2000; LUCK e WU, 2002; ZHANG et al., 2004 apud ZHANG e WANG 2006), no estudo de cinturões verdes (LI et al., 2000 apud ZHANG e WANG, 2006), para construir um plano sustentável da paisagem (LEITÃO e AHERN, 2002) e para avaliar cenários alternativos de planejamento.

No presente trabalho, foi proposta uma aplicação dos princípios da ecologia da paisagem a uma área de estudo, constituída pela bacia de captação de um trecho do Rio Batalha e pela região urbanizada no triângulo formado pelas cidades de Agudos – Bauru – Piratininga, localizado no Estado de São Paulo (Figura 1). O plano conceitual desenvolvido concentrou-se na análise sistêmica da paisagem, incluindo o estudo do sistema verde e das suas redes.

A delimitação da rede ecológica foi feita por uma análise multicriterial (com combinação linear dos pesos), individualizando as áreas mais idôneas, segundo critérios avaliados por especialistas da área acadêmica e profissionais envolvidos no planejamento territorial e urbano (TRAFICANTE, 2007b). Os critérios considerados foram derivados de um conjunto de análises agronômicas, no intento de complementá-las para um uso mais amplo em todos os setores de planejamento territorial (sistema produtivo, sistema da mobilidade, sistema ambiental, sistema residencial, etc).

No triângulo composto pelos municípios de Agudos – Bauru – Piratininga foi selecionada uma área piloto para representar a possível intervenção na escala territorial e para orientar a administração do território e do sistema verde que avança além dos limites de cada uma das prefeituras. A área localiza-se acerca de 380 km a oeste da capital do Estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°15' e 22°33' S e o 48°54' e 49°15' O, situando-se sobre a formação dos Arenitos Bauru e Botucatu, com um gradual declive em direção oeste, recobrando uma área de 523km².

A região foi limitada ao Sul, Oeste e Noroeste pela borda da área de captação do Rio Batalha até o encontro com o Córrego Água do Paiol (ponto A em Figura 1), a Leste pelo limite das bacias do Rio Taperão e do Córrego da Serrinha (ponto D em Figura 1) e sucessivamente pelo limite da bacia do Ribeirão Grande até o encontro com o Ribeirão do Campo Novo (ponto C em Figura 1), cuja bacia marca o limite a Norte juntamente com os limites das bacias do Rio Bauru até o ponto de confluência com o Córrego Sobrado (ponto B em Figura 1).

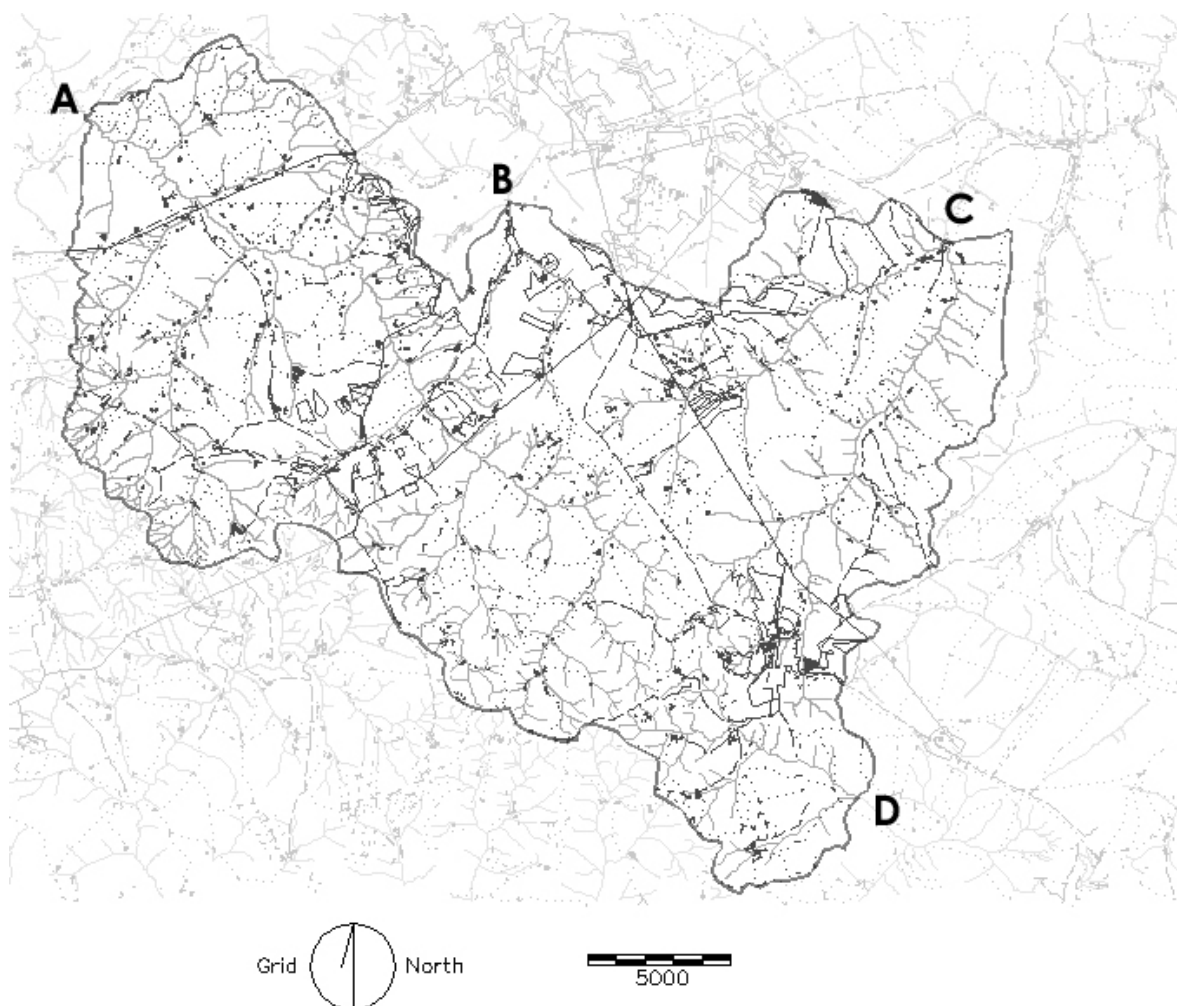


Figura 1. Área de estudo no triângulo Agudos-Bauru-Piratiniga (SP).
 Figure 1. Study area in Agudos-Bauru-Piratiniga triangle (SP).

Na área foram utilizadas nove categorias de uso para a fotointerpretação e classificação de imagens de satélite pelo método da máxima verossimilhança: Reflorestamento (7%), Solo Exposto (7%), Área Cultivada (16%), Pasto (42%), Vegetação Natural (17%), Lagos e reservatórios (<1%), Área Urbana (6%), Estradas Primárias e Rodovias (1%), Estradas Secundárias e Estrada de Ferro (3%) (Figura 2). Os polígonos relativos aos centros densamente habitados e os elementos lineares do sistema das infraestruturas foram incluídos no mapa em um segundo momento, pois geram respostas espectrais muito confusas para uma identificação unívoca.

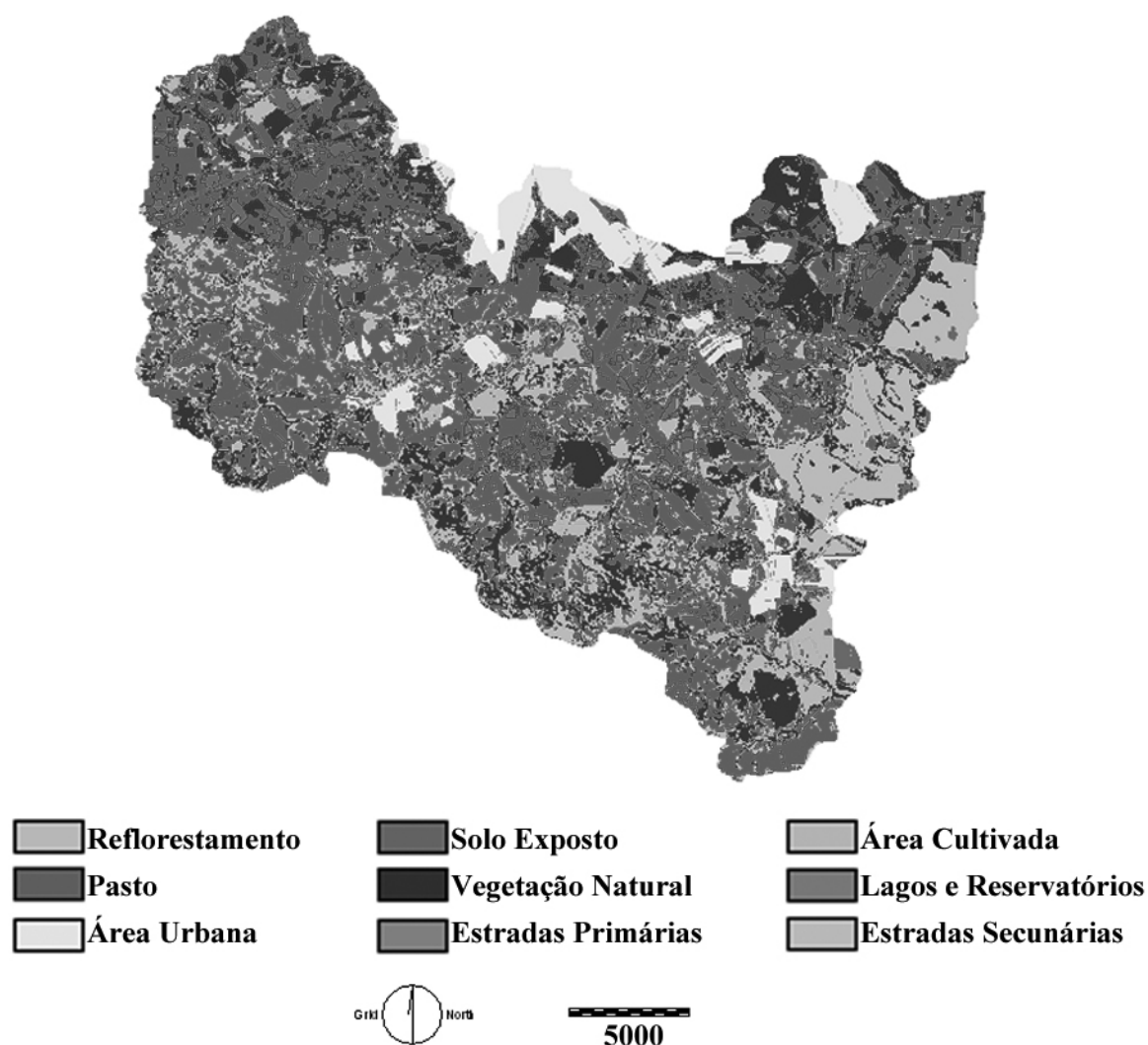


Figura 2. Classes de uso na área de estudo.
 Figure 2. Land use classes in the study area.

O escopo do presente trabalho foi de determinar de forma quantitativa os efeitos da modificação da paisagem devida à implementação de uma rede ecológica. Três cenários projetuais (paisagens modificadas) e a situação inalterada (paisagem atual) foram avaliados e confrontados segundo os princípios da Ecologia da Paisagem e uma análise de rede.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Ecologia da Paisagem

A ecologia da paisagem coloca-se como uma prática de suporte ao planejamento e à análise ambiental, de forma alternativa aos instrumentos tradicionais. Portanto, contextualiza o problema em um panorama mais abrangente, superando as intervenções meramente pontuais, típicas da engenharia (GIORDANO, 2004; THORNE, 1993 in SMITH & HELLMUND, 1993). Inserindo o projeto dos corredores ecológicos na própria paisagem, dois fatores assumem relevância: o padrão dos elementos na paisagem e a tendência da matriz envolvente (THORNE, 1993 in SMITH & HELLMUND, 1993). O estudo da composição e configuração da paisagem elucida a complexa relação que o fragmento tem com o todo.

Foi o geógrafo alemão Carl Troll que, em 1939, pela primeira vez utilizou a terminologia “Ecologia da Paisagem”, na tentativa de unificar os esforços de geógrafos e ecólogos nos estudos verticais de ecossistemas e horizontais da corologia (GIORDANO, 2004). A ecologia da paisagem pode ser definida como a ciência que estuda a estrutura, a função e as mudanças da paisagem (FORMAN & GODRON, 1986 apud GIORDANO, 2004). Com estes termos indicam-se, respectivamente, as relações espaciais, as interações e as alterações entre os elementos da paisagem.

Desta maneira, a paisagem pode ser estudada a partir de três tipos de elementos que formam sua estrutura: os fragmentos (ou manchas), os corredores e a matriz envolvente (FORMAN & GODRON, 1986).

Com o termo fragmento entende-se cada célula da paisagem (ecótopo, biótopo, etc.) e, portanto, cada elemento básico que forma uma paisagem (URBAN et al., 1987 apud VALENTE 2001). Forman e Godron (1986) reforçaram o caráter superficial e não linear dos fragmentos, que diferem do ambiente no qual estão inseridos, pois possuem forma, tamanho e tipologia próprios. Os corredores individualizam elementos essencialmente lineares da paisagem, representam faixas estreitas de uma mesma tipologia que difere da matriz e dos elementos circundantes. É, sobretudo, atribuído a estas faixas de vegetação natural o papel de principais vetores de fluxo para a movimentação das espécies animais e dispersão das espécies vegetais, cumprindo uma função conectora entre os fragmentos de vegetação natural. Os corredores constituem elementos da paisagem capazes de amenizar as perdas causadas pela fragmentação, com a finalidade de favorecer o fluxo gênico entre os fragmentos florestais e

servir como refúgio para a fauna (METZGER et al., 1999 apud VALENTE 2001). Os corredores se diferenciam pela forma e função. Os mais estreitos são normalmente resultantes das atividades antrópicas, permitem a movimentação das espécies de borda; os maiores permitem a movimentação das espécies do/para o interior do fragmento com tamanho normalmente suficiente para apresentar efeito de borda e manter um micro-clima no próprio interior (FORMAN, 1997 apud VALENTE 2001). Segundo McGarigal e Marks (1995), a matriz é representada pela classe que ocupa a maior área e apresenta os maiores valores de conectividade na paisagem, e por isso exerce uma enorme influência sobre os outros elementos da paisagem.

Para se obter um melhor entendimento das relações compreendidas na paisagem, busca-se quantificar seus padrões através de índices de diversidade, conectividade, formas dos fragmentos, entre outros, que são conhecidos como métricas da paisagem. Quando analisadas em função de seu significado ecológico, fornecem informações úteis ao planejamento, à conservação e à preservação de áreas naturais, mantendo um equilíbrio entre áreas desenvolvidas e não desenvolvidas dentro de uma determinada paisagem (GIORDANO, 2004).

Métricas da Paisagem

As métricas são computadas e interpretadas em termos de fragmento, de classe, ou da paisagem como um todo (GRAVES e BOURNE, 2001). Um fragmento é definido como uma das ocorrências de um tipo de cobertura na paisagem, já uma classe refere-se a todas as ocorrências do mesmo tipo.

Para descrever os padrões da paisagem em termos quantitativos, condição necessária para explicar as dinâmicas e relações entre os elementos da paisagem e o seu funcionamento ecológico (TURNER, 1989), várias medidas são utilizadas eficazmente: riqueza relativa, dominância relativa, fragmentação relativa, diversidade, dominância, dimensão fractal, distância do vizinho mais próximo, contágio e bordas (TURNER, 1989). As medidas são normalmente agrupadas em categorias, subdivididas, por McGarigal e Marks (1995), em termos de composição e configuração da paisagem.

Por composição entende-se a presença ou ausência dos elementos na paisagem, isto é, a variedade e abundância dos elementos sem considerar a sua distribuição espacial; enquanto

configuração refere-se à característica espacial e localização dos elementos na paisagem. Vários autores reconhecem que o estudo da composição é um válido instrumento na análise dos fenômenos ecológicos, ligados às práticas de conservação dos fragmentos florestais em nível de ecossistemas (FORMAN, 1997; BAKER e CAI, 1992; BAKER, 1989; HARRIS, 1984 apud VALENTE 2001). Entretanto, muitos esforços foram feitos para implementar, dentro de modelos, as medidas relacionadas à configuração da paisagem, dando particular ênfase a parâmetros de isolamento e vizinhança (MCGARIGAL e MARKS, 1995; KAREIVA, 1990). Segundo McGarigal e Marks (1995), é possível distinguir as métricas de composição e de configuração: à primeira categoria pertencem a Abundância Relativa de cada espécie, a Riqueza, a Dominância, a Diversidade; à segunda categoria pertencem o Tamanho e a Densidade, a Forma, a Área Nuclear, o Isolamento e a Proximidade, o Contraste, a Dispersão, o Contágio e a Intercalação, a Subdivisão e a Conectividade.

As métricas elaboradas para análise da paisagem são múltiplas e freqüentemente apresentam uma redundância de significado. De qualquer forma, a literatura disponível já mostrou que existe um pequeno grupo de métricas, que possui um significado ecológico específico e que é confiável para detectar os padrões da paisagem. No caso de métricas de composição seriam: área nuclear total (TCA), densidade de fragmentos (PD), densidade de bordas (ED), índice de diversidade de Shannon (SHDI) e índice de dominância de Shannon (SHEI). Enquanto para métricas de configuração seriam: distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN) e índice de conectividade (CONNECT). Estes índices são recomendados no projeto de corredores verdes (LEITÃO e AHERN, 2002), por serem índices sensíveis às mudanças e numericamente confiáveis para detectar os padrões da paisagem (ZHANG e WANG, 2006).

Análise de rede

A introdução de corredores verdes, como forma de conexão entre locais da paisagem, pode ser avaliada pela análise de rede e a teoria dos gráficos, que consideram os nós como lugares pontuais e os corredores como elementos lineares. O grau com que cada nó está interconectado com os outros, dentro da paisagem, é definido como conectividade (LINEHAN et al., 1995). Por outro lado, a análise dos custos da rede define o quadro lógico sobre o qual impotar a escolha entre os projetos de redes alternativas, distinguindo os custos relativos ao

usuário e os custos relativos ao construtor. Segundo ZHANG e WANG (2006), quando se quer minimizar o custo ao construtor, a configuração espacial da rede é ramificada, enquanto que a minimização do custo do usuário privilegia o projeto para uma rede em circuito (Figura 3).

As medidas adotadas para descrever a estrutura da rede são o número, o comprimento e a densidade dos corredores, com os quais define-se a complexidade da rede em termos de densidade relativa de circuitos e taxa de custo. A densidade relativa de circuitos pode ser medida pelo índice γ , que mede a relação entre o número de corredores presentes na rede e o número máximo de corredores possíveis: $\gamma = L/[3(V-2)]$. O intervalo de valores está entre 0, para redes onde nenhum nó está interconexo, e 1, para redes onde cada nó está conectado a todos os restantes.

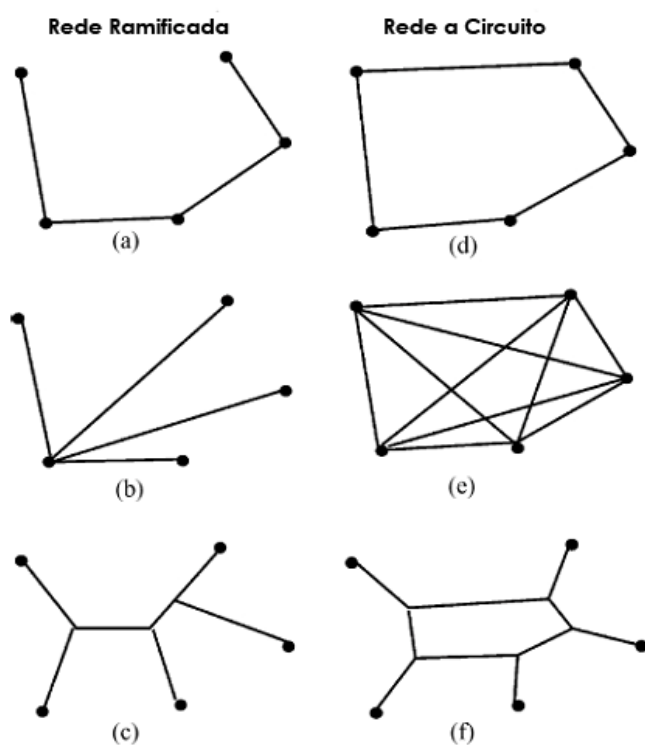


Figura 3. Tipologias de rede comuns, onde os desenhos *a*, *b* e *c* são rede ramificadas e os desenhos *d*, *e* e *f* são em circuito, como proposto por Hellmund, 1989 (fonte ZHANG E WANG, 2006).

Figure 3. Common ecological network typologies, where *a*, *b* and *c* are ramified and *d*, *e* and *f* are circuit configuration, by Hellmund, 1989 (ZHANG E WANG, 2006).

Para a taxa de custo, critério que se baseia nas condições socioeconômicas das realidades locais, usa-se a relação proposta por Dalton et al. (1973 apud ZHANG e WANG,

2006) entre o número de corredores da rede e o seu comprimento total: taxa de custo = $1 - (\text{número de corredores} / \text{comprimento total dos corredores})$.

Projeto de rede ecológica

Para combater a fragmentação e atenuar os efeitos da ocupação difusa no território por parte das atividades humanas, três alternativas projetuais são avaliadas, constituindo o verdadeiro objeto da análise (Figura 4). As alternativas podem ser descritas pela esquematização apresentada por Hellmund (1989), como uma estrutura de rede ramificada (A), mista (B) e em circuito (C) (Figura 4).

Na hipótese A somente os nós principais, ao longo do eixo do Rio Batalha e do eixo da Rodovia Jaú-Ourinhos, são interconectados entre si, enquanto na hipótese B todos os nós são conectados à rede, constituída por um circuito principal e por diversos ramos. A hipótese C refere-se a uma estrutura em multi-circuito. As três opções foram elaboradas pelo autor em uma análise de idoneidade demarcando os caminhos ideais dos corredores (TRAFICANTE, 2007b).



Figura 4. Hipótese Projetuais de redes ecológicas, segundo um esquema ramificado, um misto e um a circuito (fonte TRAFICANTE, 2007b).

Figure 4. Design Hypotheses for ecological networks, ramified, mixed and circuit configuration (TRAFICANTE, 2007b).

MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais gráficos utilizados como dados de *input* incluem uma classificação de uso da terra, elaborada a partir dos estudos conduzidos para o município de Agudos, utilizando-se de imagens orbitais LANDSAT TM5 de 2001, cartas topográficas do IBGE e mapas temáticos do

plano regional dos anos 80 e material de visitas de campo para a complementação e a validação dos dados adquiridos (TRAFICANTE, 2007a). Os cenários (cenário zero - paisagem atual e cenários projetuais propostos - paisagens modificadas) incluídos na análise comparativa foram elaborados por Traficante (2007b), que produziu um mapa de idoneidade com uma análise multicriterial para a individualização e a delimitação das áreas mais aptas a hospedar a rede de corredores ecológicos de conexão. Os pontos foram escolhidos por suas proximidades aos fragmentos naturais com área nuclear ou por sua proximidade a lugares de particular relevância cênica, histórica e cultural, e ainda pela possibilidade de um fácil acesso.

Os materiais foram tratados em ambiente CAD, para a edição dos elementos vetoriais, em ambiente SIG IDRISI 3.2 (EASTMAN, 1999), para a elaboração de mapas temáticos e no programa FRAGSTATS 3.3 (MCGARIGAL e MARKS, 1995) para a computação das métricas da paisagem.

A análise foi baseada nos princípios da ecologia da paisagem para comparar, nos termos quantitativos das métricas da paisagem, os três cenários projetuais entre si e com o cenário zero. As métricas utilizadas foram 24 (14 no nível de paisagem, 7 no nível de classe, 3 no nível de fragmentos) com a intenção de esclarecer o significado da avaliação e de testar novos indicadores para um uso futuro, em respeito ao grupo proposto tradicionalmente em literatura.

Para um detalhamento da fórmula analítica e do significado das métricas computadas, vide o manual do usuário escrito por McGarigal e Marks (1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise dos padrões da paisagem

São apresentados a seguir os resultados obtidos pela análise dos padrões da paisagem com a finalidade de avaliar e comparar quatro diferentes cenários: a paisagem atual e três paisagens modificadas pela implantação de um projeto de uma rede ramificada, de uma rede mista e de uma rede em circuito, respectivamente. O projeto prevê que os corredores estejam incluídos na classe de vegetação natural (mata e cerrado), substituindo desta forma as outras classes que precedentemente ocupavam a mesma área do projeto. Além disso, o limite da paisagem investigada fornece, ao longo do inteiro perímetro, valores de bordas pois são conhecidas as tipologias da ocupação e uso da terra na parte externa. Isso permite reconhecer

qual parte do próprio limite representa uma borda “verdadeira” – linha de separação entre diferentes classes de uso e ocupação da terra – e qual uma borda “fictícia” – o limite neste caso separa e divide áreas pertencentes à mesma classe (Figura 5). Às classes internas à borda da área de estudo são atribuídos valores numéricos positivos, e valores negativos às classes externas, sendo que as métricas da paisagem são computadas somente para os valores positivos. Desta forma, sendo conhecidos os valores efetivos da área da paisagem e das bordas, as métricas computadas apresentam valores absolutos, mesmo que pelo caráter comparativo da análise seja de maior importância a tendência que as métricas assumem.

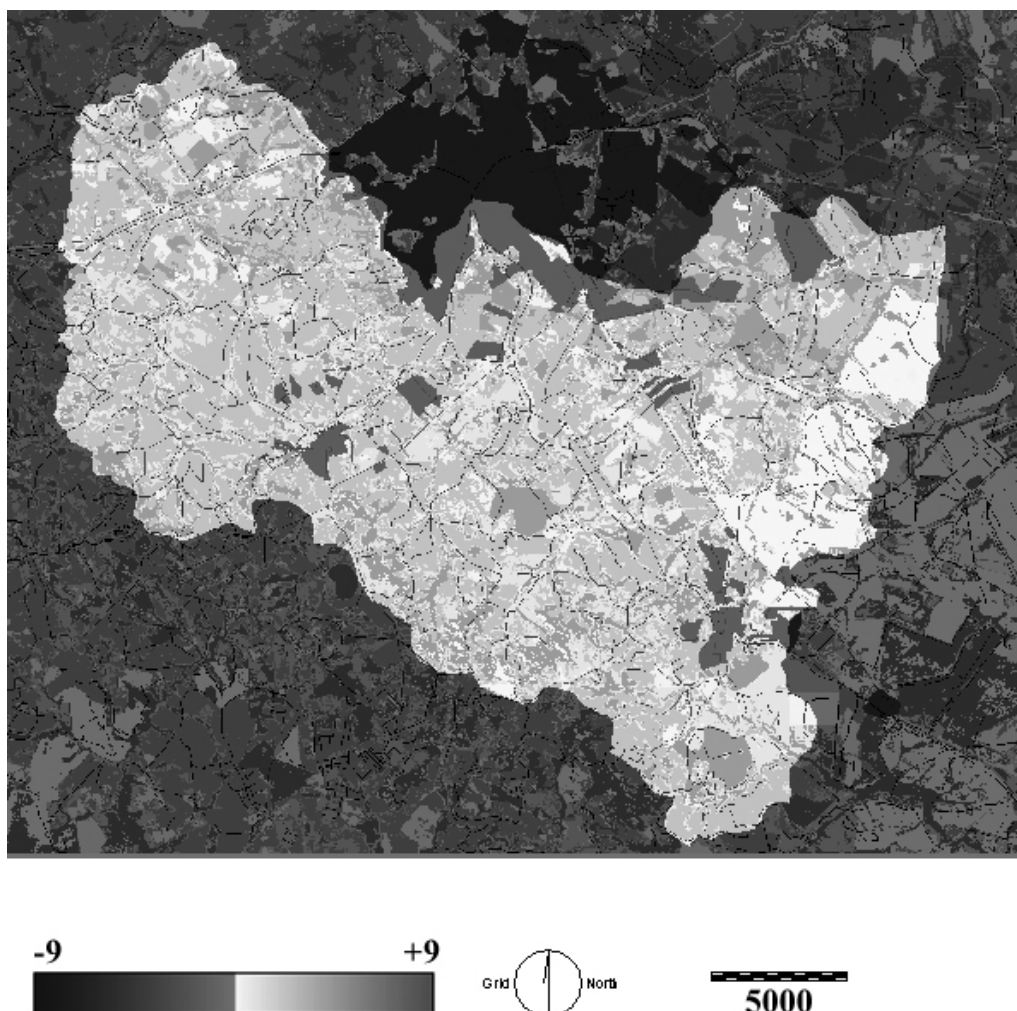


Figura 5. Área de estudo. As classes de ocupação e uso da terra na parte externa à área de estudo apresentam valores negativos e as internas valores positivos para a definição das bordas.
 Figure 5. Study area. The land use classes outside the border are assigned negative values and inside ones positive.

Em um primeiro momento, a análise ocupa-se da paisagem na sua totalidade, considerando desta forma todas as classes. Todas as métricas computadas no nível da paisagem estão resumidas em Tabela 1, onde, no confronto entre as quatro paisagens, pode-se notar como a introdução da rede ecológica nas três propostas projetuais diminui o número (NP) e a densidade (PD) de fragmentos, significando uma menor fragmentação no nível de paisagem pela introdução da rede. Esta tendência é particularmente significativa para a classe “vegetação natural”, na qual há uma diminuição do número de fragmentos, devido à junção de manchas menores em uma única mancha maior. A este fenômeno deve-se à diminuição, nas paisagens modificadas, da métrica TE (borda totais), pois muitas bordas foram eliminadas pela agregação dos fragmentos.

O comportamento geral das métricas para a paisagem revela que o aumento da área destinada à vegetação natural e a menor fragmentação podem melhorar a quantidade e a qualidade dos fragmentos atuais, que resultam mais conexos e intercalados. Nas três opções projetuais, o fenômeno de agregação de maior relevância corresponde à hipótese de rede em circuito, onde densidade e número de corredores verdes são maiores.

Tabela 1. Métricas da Paisagem no nível da Paisagem.

Table 1. Landscape Metrics at landscape Level.

	Paisagem Atual		Paisagem Modificada	
		<i>ramificada</i>	<i>mista</i>	<i>em circuito</i>
TA (ha)	52324	52324	52324	52324
NP	13980	13593	13490	13345
PD (un./100ha)	26,72	25,98	25,78	25,50
TE (un./100ha)	7731180	7548240	7494840	7430550
TCA (ha)	2424	2397	2389	2302
NDCA	265	267	271	274
ENN_MN (m)	106	107	108	109
PROX_MN	678	417	525	593
CONTAG (%)	43,6306	43,9063	43,9750	44,1194
IJI (%)	70,6754	70,8709	70,8941	70,9166
CONNECT (%)	0,0501	0,0510	0,0511	0,0517
SHDI	1,6716	1,6713	1,6720	1,6697
SHEI	0,7608	0,7606	0,7609	0,7599

TA = área total da paisagem; NP = número de fragmentos; PD = densidade de fragmentos; TE = bordas totais; ENN_MN = distância euclidiana do vizinho mais próximo; PROX_MN = índice de proximidade; TCA = total da área nuclear; NDCA = número de fragmentos separados com área nuclear; CONTAG = contágio; IJI = intercalação e justaposição; CONNECT = índice de conectância; SHDI = índice de diversidade de Shannon; SHEI = índice de equidade/dominância de Shannon.

A leitura das métricas no nível de classe pode ajudar a esclarecer e interpretar este resultado (Tabela 2). Como mencionado anteriormente, os resultados devem ser interpretados sabendo que a introdução do corredor ecológico comporta um aumento da área total (CA) da classe de vegetação natural e uma diminuição das outras classes ocorrida por substituição. Para esclarecer a comparação pode parecer mais claro um confronto entre as porcentagens de área ocupada (PLAND). Com a introdução da rede ecológica não há uma mudança radical na paisagem, pois a diminuição de área das outras classes é mediantemente menor do que um ponto percentual. A classe mais sacrificada pela implantação dos corredores verdes é a de pasto, onde se registra um decréscimo de quase dois pontos percentuais para a opção de rede ecológica em circuito. Mas a estas diminuições corresponde um aumento entre dois e quase quatro pontos percentuais da classe vegetação natural, isto é, para a hipótese em circuito destinam-se aproximadamente 2022ha, 879ha e 565ha a mais para vegetação natural que na paisagem atual, na paisagem modificada “ramificada” e “mista”, respectivamente.

Tabela 2. Métricas da Paisagem no nível de classe – valores de área.

Table 2. Landscape metrics at class level – area values.

	CA (ha)				PLAND (%)			
	Pais. Atual	Pais. Modificada			Pais. Atual	Pais. Modificada		
		ramificada	mista	em circuito		ramificada	mista	em circuito
Reflorestamento	3725,46	3692,61	3657,87	3646,98	7,12	7,06	6,99	6,97
Solo Exposto	3571,65	3497,85	3472,29	3415,23	6,83	6,69	6,64	6,53
Áreas Cultivadas	8510,13	8154,36	8100,09	8053,29	16,26	15,58	15,48	15,39
Pasto	22040,28	21548,34	21353,67	21059,01	42,12	41,18	40,81	40,25
Vegetação Natural	8899,92	10042,83	10356,21	10921,68	17,01	19,19	19,79	20,87
Lagos e Reservatórios	33,03	31,32	28,71	28,17	0,06	0,06	0,05	0,05
Área Urbana	3369,69	3249,63	3271,05	3153,15	6,44	6,21	6,25	6,03
Estradas Primárias e Rodovias	686,79	666,18	668,34	649,98	1,31	1,27	1,28	1,24
Estradas Secundárias e Ferrovia	1486,8	1440,63	1415,52	1396,26	2,84	2,75	2,71	2,67

CA = área total; PLAND = porcentagem da paisagem ocupada

A diminuição de área das restantes classes é acompanhada também por uma diminuição do número de fragmentos (NP) no caso das classes reflorestamento, solo exposto, área cultivada, lagos e reservatórios, sendo que somente no caso da vegetação natural esta redução é devido à junção dos fragmentos e não à substituição (Tabela 3).

Tabela 3. Métricas da Paisagem no nível de classe – Medidas de área e densidade.

Table 3. Landscape metrics at class level – Area and density measures.

	NP (unidades)				PD (unidades / 100ha)			
	Pais. Atual	Pais. Modificada			Pais. Atual	Pais. Modificada		
		ramificada	mista	em circuito		ramificada	mista	em circuito
Reflorestamento	1594	1523	1500	1476	3,05	2,91	2,87	2,82
Solo Exposto	2600	2530	2517	2491	4,97	4,84	4,81	4,76
Áreas Cultivadas	4340	4279	4241	4197	8,29	8,18	8,11	8,02
Pasto	2152	2157	2163	2171	4,11	4,12	4,13	4,15
Vegetação Natural	2996	2748	2695	2603	5,73	5,25	5,15	4,97
Lagos e reservatórios	30	27	28	27	0,06	0,05	0,05	0,05
Área Urbana	43	49	47	54	0,08	0,09	0,09	0,10
Estradas Primárias e Rodovias	137	157	157	168	0,26	0,30	0,30	0,32
Estradas Secundárias e Ferrovia	88	123	142	158	0,17	0,24	0,27	0,30

NP = número de fragmentos; PD = densidade de fragmentos

Entretanto, mesmo tendo uma diminuição da área total, as classes pasto, área urbana, estradas primárias e rodovias, estradas secundárias e ferrovias apresentam um aumento no número de fragmentos. Isto é devido à passagem, no meio de manchas compactas destas categorias, dos corredores ecológicos e pode, em parte, ser explicado pelo papel que os corredores devem assumir dentro da paisagem. Por exemplo, em áreas urbanas, o corredor pode incorporar áreas de uso misto com a rede verde. Para as estradas primárias e rodovias, a substituição não pode ocorrer, se não no caso de pontes, enquanto nas outras áreas é possível prever a introdução de soluções que possam amenizar os efeitos da estrada sobre uma rede ecológica. Já no caso de estradas secundárias e da linha ferroviária, é possível pensar numa forma integrada de uso compatível com a presença do corredor ecológico, que no seu interior pode hospedar áreas de preservação permanente e áreas de uso misto (atividades de lazer, de educação etc.).

Como apresentado na Tabela 1, a substituição de áreas ocupadas pelas redes ecológicas reflete-se numa redução da área nuclear total (TCA) para a paisagem modificada, mesmo se compensada por um aumento da mesma métrica para a classe de vegetação natural (na PA se registra uma área nuclear total da classe vegetação natural de 400,59ha, para a PM ramificada de 424,62ha, para a PM mista de 431,82ha e para a PM em circuito de 443,97ha - Tabela 7). Contrariamente ao esperado, a métrica relativa ao número de fragmentos com área nuclear separada (NDCA) não acompanha o andamento da TCA: isto pode ser explicado pelo aumento das áreas nucleares separadas na classe vegetação natural (Tabela 7), revelando como a rede

ecológica consegue unir fragmentos menores em fragmentos de tamanho superior e com maior coesão e, por isto, com um maior número de áreas nucleares separadas.

A medida do valor médio da distância euclidiana do vizinho mais próximo para a paisagem modificada aumenta entre 1 e 3m com respeito ao da paisagem atual (Tabela 1), representando um equivalente aumento médio da distância entre fragmentos da mesma classe. O índice adimensional de proximidade PROX_MN, calculado com um raio de proximidade de 100m, confirma esta mesma tendência, isto é, um maior isolamento generalizado entre fragmentos da mesma classe. Mas a diferença da distância euclidiana que não leva em conta a área dos fragmentos circundantes, o índice PROX avalia a proximidade pesada pelo tamanho dos fragmentos. O índice ENN é freqüentemente usado para avaliar a isolamento dos fragmentos, mas é importante reconhecer que a distância mais próxima de um fragmento individual pode não representar plenamente a vizinhança ecológica do fragmento central, com respeito ao qual o isolamento é avaliado. Para superar tal limite, Gustafson e Parker (1992) desenvolveram o índice de proximidade PROX que considera o tamanho e a distância de todos os fragmentos dentro de um raio determinado pelo usuário (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Desta forma, apesar de apresentar a mesma tendência no nível da paisagem, no nível de classe para vegetação natural, o comportamento é oposto (Tabela 8), testemunhando como a junção de fragmentos menores em um fragmento maior, de fato, aumenta a proximidade entre os fragmentos de vegetação natural, sobretudo de um ponto de vista ecológico, e em contradição com a leitura geométrica da paisagem feita através do índice ENN (que registra um aumento de isolamento entre 0,5 e 1m).

A medida de contraste CWED utiliza uma matriz de pesos relativos para designar o contraste entre cada um dos pares de classes, sendo que um valor próximo a zero indica a ausência de contraste e o valor um o contraste máximo entre duas classes (Tabela 4).

O valor do índice de contraste (Tabela 5) diminui na paisagem modificada significando que a introdução da rede de corredores ecológicos induz uma diminuição do efeito de borda, tendo diminuído o número de bordas totais, e com isso uma maior facilidade em se movimentar na paisagem.

Tabela 4. Matriz de valores utilizados no cálculo do índice de contraste CWED.
Table 4. Matrix of values used in CWED contrast index measure.

	Reflorestamento	Solo Exposto	Áreas Cultivadas	Pasto	Mata e Cerrado	Lagos e reservatórios	Área Urbana	Estradas Primárias e Rodovias	Estradas Secundárias e Ferrovia
Reflorestamento	-								
Solo Exposto	0,8	-							
Áreas Cultivadas	0,6	0,7	-						
Pasto	0,7	0,6	0,6	-					
Mata e Cerrado	0,6	0,8	0,7	0,8	-				
Lagos e reservatórios	1	1	1	1	1	-			
Área Urbana	1	0,6	1	0,8	1	1	-		
Estradas Primárias e Rodovias	1	1	1	1	1	1	0,7	-	
Estradas Secundárias e Ferrovia	0,8	0,5	0,6	0,6	0,8	1	0,7	0,7	-

Tabela 5. Métricas de paisagem – Medidas de contraste.
Table 5. Landscape metrics – Contrast measure.

	Paisagem Atual	Paisagem Modificada		
		ramificada	mista	em circuito
CWED (m/ha)	103,2249	101,0827	100,4648	99,6911

CWED = índice de contraste

Ao lado de um menor contraste entre as classes, registra-se um aumento da conectividade (Tabela 1). Este aumento nas paisagens modificadas traduz uma menor fragmentação e, conseqüentemente, uma maior facilidade de movimentação dentro da classe de vegetação natural e, mais em geral, na paisagem inteira. A conectividade é calculada utilizando-se uma distância funcional de 100m, isto é, a distância dentro da qual dois fragmentos estão funcionalmente conectados. O valor da distância funcional assumido não é associado à nenhuma espécie específica, mas é utilizado para mostrar o comportamento deste índice para as paisagens, atual e modificadas.

Outros critérios que sinalizam uma mudança na paisagem, fortemente influenciados pelas medidas de borda, são o contágio (CONTAG) e a intercalação e justaposição (IJI), apresentados na Tabela 1. As duas métricas revelam mais um detalhe da nova configuração espacial: a eliminação das bordas, por junção de fragmentos naturais, não se traduz em formas mais agregadas e isoladas, pelo contrário, as classes na nova paisagem são mais distribuídas e intercaladas (McGarigal e Marks, 1995).

Por último, a métrica de diversidade de Shannon (SHDI) diminui em função do aumento de uma classe em substituição das outras (Tabela 1). A mudança na diversidade relativa assume, talvez, maior significado se associada com o valor de dominância que registra uma análoga tendência diminuindo somente a partir da segunda decimal. Isto testemunha como a introdução do corredor não altera consideravelmente a abundância relativa das classes e, portanto, não modifica de modo radical a paisagem, mesmo apresentando um evidente melhoramento em termos de conectividade e funcionalidade.

Considerações sobre a classe de vegetação natural

A mudança na paisagem modificada adquire maior significado se interpretada em termos da rede verde, isto é, em termos da classe da vegetação natural e da configuração e composição dos seus fragmentos. As áreas dos fragmentos espaçam entre um mínimo de 0,09ha (1pixel) e um máximo de 465ha para a paisagem atual e 4630ha para a PM com rede ramificada, 6220ha para a PM com rede mista e 7143ha para a PM com rede em circuito. Este aumento reflete uma maior disposição de espaços verdes para a fauna local, sublinhando a importância ecológica destes vetores lineares nas paisagens fragmentadas.

A área total (CA) da classe de vegetação natural aumenta nas paisagens modificadas de 3, 4 e 5 pontos percentuais (PLAND) para as Paisagens Modificadas (PM) com rede ramificada, mista e em circuito, respectivamente, com relação à Paisagem Atual (PA). Ao mesmo tempo, diminui o número de fragmentos (NP), significando que diminui a fragmentação da classe na paisagem (Tabela 6).

Tabela 6. Métricas da Paisagem – medidas de área, densidade e borda para a classe de “vegetação natural”.

Table 6. Landscape metrics – area, density and edge measure for natural vegetation class.

	Paisagem Atual	Paisagem Modificada		
		ramificada	mista	em circuito
CA	8900	10043	10356	10922
PLAND (%)	17	19	20	21
NP	2996	2748	2695	2603
PD (unidades / 100ha)	6	5	5	5

CA = área total; PLAND = porcentagem da paisagem ocupada; NP = número de fragmentos; PD = densidade de fragmentos

O número dos fragmentos com área nuclear (CORE, calculada a partir de um valor de profundidade de borda igual a 200m definido pelo autor) decresce nas PMs devido à junção operada pelo projeto de rede ecológica, mas aumenta a soma das áreas nucleares assim como o número das unidades com áreas nucleares separadas NCORE (Tabela 7).

Tabela 7. Métricas de classe – medidas de área nuclear.

Table 7. Landscape Metrics at class level – core area measures.

Paisagem Atual				Paisagem Modificada ramificada				Paisagem Modificada mista				Paisagem Modificada em circuito			
Número de Fragmentos	CORE (ha)	NCORE (unid)	CAI (%)	Número de Fragmentos	CORE (ha)	NCORE (unid)	CAI (%)	Número de Fragmentos	CORE (ha)	NCORE (unid)	CAI (%)	Número de Fragmentos	CORE (ha)	NCORE (unid)	CAI (%)
1	8,37	2	6,50	1	351	24	8,14	1	430,38	36	7,56	1	442,53	39	6,70
2	0,09	1	0,08	2	0,63	1	0,67	2	0,81	1	1,06	2	0,81	1	1,06
3	19,44	1	24,13	3	0,18	1	0,24	3	0,63	1	0,54	3	0,63	1	0,54
4	72,9	5	15,68	4	51,57	3	12,81								
5	0,81	1	1,06	5	12,51	1	15,17								
6	0,63	1	0,67	6	2,34	1	4,82								
7	0,18	1	0,24	7	0,72	1	2,67								
8	51,57	3	12,81	8	1,17	1	1,97								
9	12,51	1	15,17	9	0,63	1	0,54								
10	2,34	1	4,82	10	3,87	1	10,46								
11	0,72	1	2,67												
12	1,17	1	1,97												
13	0,63	1	0,54												
14	112,41	2	34,39												
15	3,87	1	10,46												
16	1,44	1	2,12												
17	16,92	3	11,63												
18	94,59	3	26,78												
total	400,59	30		424,62	35			431,82	38			443,97	41		

CORE = área nuclear; NCORE = número de áreas nucleares separadas; CAI = índice de área nuclear

Os índices indicam um relevante melhoramento ambiental, seja em termos de fluxos de energia e matéria, seja em termos de processos ecológicos. A Figura 6 mostra a mudança na paisagem conseqüente à introdução da rede de corredores.

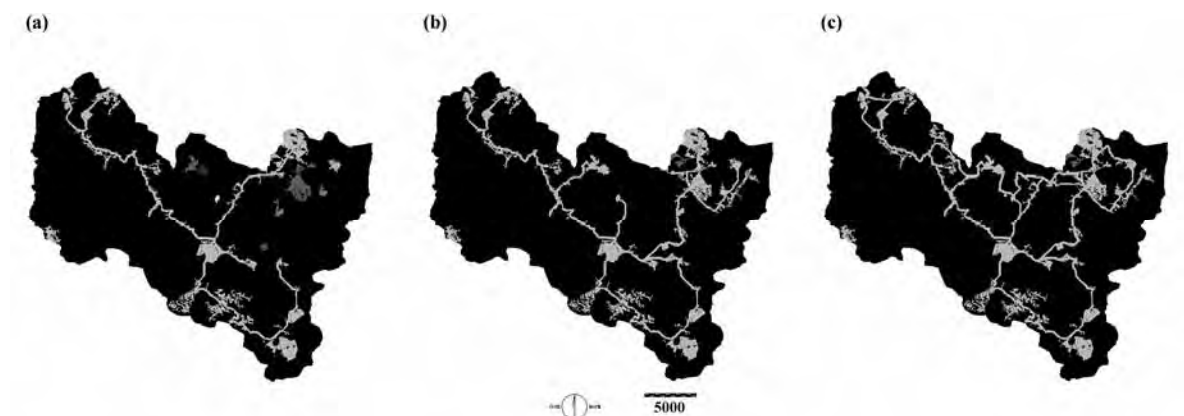


Figura 6. Distribuição dos fragmentos com área nuclear de vegetação natural nas paisagens modificadas com: a) uma rede ramificada; b) rede mista; c) rede em circuito.

Figure 6. Distribution of patches with core area of natural vegetation in the modified landscapes: a) ramified network; b) mixed network; c) circuit network.

O valor médio do índice de forma, $FRAC_MN$, indica que mesmo nas PMs permanece uma elevada concentração do número de fragmentos entorno das classes com forma mais simples (especificamente a forma do pixel). O resultado da forma dos fragmentos não traz, porém, alguma informação sobre o tipo de configuração espacial dos fragmentos dentro da paisagem. Para conhecer o tipo de intercalação ou compactação é necessário analisar os valores da categoria analítica de isolamento/proximidade e da categoria contágio/intercalação e justaposição (Tabela 8). A distância euclidiana do vizinho mais próximo apresenta um leve aumento, significando que existe na paisagem modificada uma concentração de fragmentos maior para as classes de distância maiores. Isto é devido ao fato que os pequenos fragmentos, próximos um ao outro na paisagem atual, se unindo em um único grande fragmento, aumentam a distância média para a classe na inteira paisagem. O que aparentemente pode parecer um maior isolamento é, então, contradito pelo índice $CONNECT$, que mede um aumento de conectividade na paisagem modificada, e pelo índice $PROX_MN$, que mede um aumento de proximidade na paisagem modificada. O índice de intercalação e justaposição (IJI) aumenta entre um e dois pontos percentuais, significando que a classe está mais intercalada com os restantes tipos de fragmentos. Diferentemente do índice de contágio (disponível

somente no nível de paisagem e não para as classes), o índice IJI não fornece informações sobre o tipo de agregação das células que formam os fragmentos, mas o índice de agregação revela um aumento da compactação dos fragmentos de vegetação natural, como era de se esperar pela introdução dos corredores verdes.

Tabela 8. Métricas de classe para a classe “vegetação natural”.

Table 8. Landscape metrics for natural vegetation class at class level

	<i>Paisagem Atual</i>	<i>Paisagem Modificada</i>		
		<i>ramificada</i>	<i>mista</i>	<i>em circuito</i>
FRAC_MN	1,05	1,05	1,05	1,05
ENN_MN (m)	91,22	91,92	92,02	92,19
PROX_MN	52,96	785,50	1439,55	1910,86
IJI (%)	67,84	68,96	69,01	69,62
AI (%)	77,51	80,13	80,78	81,78
CONNECT (%)	0,0505	0,0550	0,0559	0,0583

FRAC_MN = índice de dimensão fractal; ENN_MN = distância euclidiana do vizinho mais próximo; PROX_MN = índice de proximidade; IJI = índice de justaposição e intercalação; AI = índice de agregação; CONNECT = índice de conectância;

Análise de rede

Os resultados das análises de redes para as três configurações propostas estão resumidas na Tabela 9. A leitura do número de corredores e da densidade dos mesmos permite imediatamente individualizar na alternativa de rede em circuito a estrutura de maior complexidade e de maior conectividade. A rede ramificada possui a estrutura mais simples e liga somente quinze pontos nodais, deixando oito isolados; apresenta o pior índice de conectividade ($\gamma = 0,22$) e a pior taxa de custo (0,83). A rede mista (alternativa B) mostra um índice de conectividade ($\gamma = 0,37$) igual a quase duas vezes aquele da alternativa a rede ramificada (A) e uma diminuição dos custos que é igual a 0,79. Enfim, a rede ecológica em circuito (C) mostra um ulterior incremento do índice de conectividade, chegando a 0,46 e uma taxa de custos levemente superior à da rede mista (0,80). A fórmula analítica com que a taxa é calculada privilegia as redes que, a paridade de densidade dos corredores, possuem um número elevado de corredores e, assim, de nós, que representam uma maior possibilidade de

acesso e usufruto das redes por parte dos cidadãos. No caso em exame, os pontos foram escolhidos essencialmente em correspondência com os fragmentos de vegetação natural com a área nuclear. Porém, a existência de outros acessos distribuídos ao longo da rede e uma integração com o tecido urbanizado do território constituiriam novos pontos nodais, abatendo notavelmente as taxas de custo.

Tabela 9. Características estruturais dos corredores e índices da análise estrutural de rede para os cenários alternativos de rede ecológicas – A ramificada; B mista e C em circuito.

Table 9. Structural characteristics of corridors and indexes of network analysis for alternative scenarios of ecological networks - A ramified; B mixed and C circuit.

<i>Rede</i>	<i>Nodos</i>	<i>Números de Corredores</i>	<i>Comprimento dos Corredores (km)</i>	<i>Densidade dos Corredores (km/km²)</i>	<i>índice y</i>	<i>taxa de custo</i>
ramificada	23	14	81	0,15	0,22	0,83
mista	23	23	107	0,20	0,37	0,79
em circuito	23	29	147	0,28	0,46	0,80

CONCLUSÃO

A cobertura de vegetação natural deveria ocupar porcentagens do território compreendidas entre 30% e 70% da área total, sendo que nas três propostas esta porcentagem não supera 21%. Isto significa que existe ainda espaço para melhorias do sistema verde. Porém, no caso específico, é admissível que esta porcentagem seja mais contida, pois são dominantes coberturas de baixo contraste, como as categorias pasto, cultivo e reflorestamento. Um aprofundamento dos valores de contraste entre estas tipologias pode representar um futuro desenvolvimento da pesquisa.

Neste sentido, o uso da ecologia da paisagem se revela útil e eficaz na análise da paisagem e na formulação de propostas de rede verde e corredores para a paisagem. O projeto revelou que a implementação de uma rede de corredores verdes diminui a fragmentação do sistema natural da paisagem: os projetos de rede ecológica apresentam, de fato, o desaparecimento de muitos fragmentos de tamanho menor para a criação de uma mancha única de diversas centenas de hectares com áreas nucleares separadas no seu interior (35 para

a rede ramificada, 38 para a rede mista e 41 para a rede em circuito contra 30 da paisagem atual), integrando os parques urbanos da cidade de Agudos com a Serra de Agudos e as nascentes do Rio Batalha, do Rio Lençóis e do Turvinho.

Um ramo secundário conecta grandes áreas de preservação localizadas entre os dois Municípios de Agudos e Bauru, onde já é possível perceber o esforço de integração entre as áreas da rede verde e o uso antrópico da terra, destinado à instrução e formação universitária, à cultura e à ciência (Jardim Botânico, Zoológico), outros serviços e áreas residenciais. Seguindo o curso do Rio Batalha, o corredor atinge os parques e as áreas termais da cidade de Piratininga e as várzeas ao longo do rio. De qualquer forma, a urbanização difusa se integra ao sistema verde através da introdução dos corredores verdes, especialmente em regiões com forte caráter rural.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAKER, W.L. Landscape ecology and nature reserve design in the boundary waters canoe area, Minnesota. **Ecology**. n.70, p. 23-35, 1989.
- BAKER, W.L.; CAI, Y. The role programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. **Landscape Ecology**. n.7, p. 291-302, 1992.
- FÁBOS, J.G. Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. **Landscape Urban Planning**. n. 68, p.321–342, 2004.
- FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. New York: Cambridge University, 1997. 632 p.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. United States of America: Quinn-Woodbine Inc, 1986. 619 p.
- GIORDANO, L.C., 2004. **Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (greenways) ao longo de cursos fluviais**. Rio Claro, SP: 2004. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geociências – Área de Concentração em Geociências e Meio Ambiente, Rio Claro, 2004. p. 178.
- GRAVES, M. R.; BOURNE, S. G. **Landscape pattern metrics at Fort Benning, Georgia**. 2001. SERDP Technical Notes Collection, ERDC/EL TN-ECMI-02-2, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. Disponível em <www.wes.army.mil/el/>. Acesso em: 2006.

GUSTAFSON, E. R. & PARKER, G. R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape. **Landscape Ecology**. v.7, n.2, p.101-110, 1992.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago, 1984. 229 p.

HELLMUND, P. **Quabbin to Wachusett Wildlife Corridor Study**. Cambridge, MA: Harvard Graduate School of Design, 1989.

JONGMAN, R.H.G.; KULVIK, M.; KRISTIANSEN, I. European ecological networks and greenways. **Landscape Urban Planning**. n. 68, p. 305–319, 2004.

KAREIVA, P. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. série b., v.330, p.175-190, 1990.

LEITÃO, A.B.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape Urban Planning**. n. 59, p. 65–93, 2002.

LI, Z.; WANG, L.R.; GUAN, D.S. Landscape heterogeneity of urban vegetation in Guangzhou. **Chin. J. Appl. Ecol**. n. 11, p. 127–130, 2000. (in Chinese).

LINEHAN, J.; GROSS, M.; FINN, J. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. **Landscape Urban Planning**. n. 33, p. 179–193, 1995.

LUCK, M.; WU, J. A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. **Landscape Ecol**. n. 17, p. 327–339, 2002.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. General Technical Report PNW-GTR-351. Pacific Northwest Research Station, USDA-Forest Service, Portland, 1995, 122 p.

METZGER, J.P.; GOLDENGERB, R.; BERNACCI, L.C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**. v. 25, n. 146, p. 62-64, 1999.

SMITH, D. S. & HELLMUND, P. L. **Ecology of Greenways**. Minneapolis, MN: University of Minnesota Press, 1993. 222 p.

THORNE, J. F. Landscape Ecology. IN: SMITH, D. S.; HELLMUND, P. L. (eds.). **Ecology of Greenways**. Minneapolis, MN: University of Minnesota Press., 1993. 222p.

TRAFICANTE, C. **Análise da capacidade de uso da terra como subsídio ao planejamento ambiental do território**. Aplicação nas terras do município de Agudos, SP. Bauru: 2007a. 32 p. (enviado para publicação)

TRAFICANTE, C. **O sistema verde e as redes ecológicas: o triangulo Agudos-Bauru-Piratiniga**. Bauru: 2007b. 22 p. (enviado para publicação)

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 20, p.171-197, 1989.

URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART, JR.H.H. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**. v.37, p. 119-127, 1987.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba, SP: USP, out. 2001. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado em Recursos Florestais, Área de Concentração em Conservação de Ecossistemas Florestais), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

WU, J. ; JELINSKI, D.E. ; LUCK, M. ; TUELLER, P.T. Multi-scale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics. **Geogr. Inform. Sci.** n. 6, p. 6–19, 2000.

ZHANG, L.; WU, J.; ZHEN, Y.; SHU, J. A GIS-based gradient analysis of urban landscape pattern of Shanghai metropolitan area, China. **Landscape Urban Planning**. n. 69, p. 1–16, 2004.

ZHANG, L.; WANG, H. Planning an ecological network of Xiamen Island (China) using landscape metrics and network analysis. **Landscape and Urban Planning**. n. 78, p. 449-456, 2006.

5. CONCLUSÕES

As análises conduzidas no centro desta pesquisa colocam em evidência o papel central da fase de definição dos objetivos e, assim, dos atributos do território a ser considerado. Através de análises multicriteriais, estes atributos foram traduzidos em termos de funções de valores. Isto permite uma clara e objetiva interpretação das opiniões dos atores sociais envolvidos, dando transparência à leitura dos resultados e à sua aplicabilidade no processo de tomada de decisões. Em particular, a hipótese de uma compensação máxima entre os fatores da idoneidade, representa uma opção confiável e factível sem que haja um excesso de cautela, nem um excesso de permissivismo.

A metodologia proposta mostrou-se eficaz para delinear redes ecológicas e, deste modo, linhas de desenvolvimento para o território, envolvendo as questões de mobilidade e desenvolvimento do território. Através do projeto de redes ecológicas, são introduzidos conceitos e critérios de conservação no planejamento ordinário, onde, tradicionalmente os sistemas antrópicos e naturais são analisados independentemente entre si.

No caso específico da aplicação, o projeto de rede ecológicas interconecta as manchas florestais dentro de um sistema verde integrado aos usos presentes no território: parques urbanos, áreas de preservação e outros serviços, como zoológico, jardim botânico e parques de águas. Além disso, os índices da Ecologia da Paisagem exprimem em

termos quantitativos o melhoramento ecológico do território, tornando-se um eficaz instrumento de avaliação e uma premissa plausível para o planejamento ambiental.

Outro aspecto relevante é a flexibilidade do método proposto, que pode ser adaptado facilmente a diversos contextos. De fato, o estudo ambiental com bases ecológicas dependendo da espécie alvo pode ser modificado nos parâmetros projetuais, como: tipos e características das restrições ao movimento, ou profundidade de borda, de proximidade, etc.

Também de um ponto de vista da preservação dos recursos hídricos, o paralelismo dos corredores verdes ao Rio Batalha, constitui-se em uma defesa das águas contra processos de assoreamento e contaminação por fontes pontuais ou difusas. A presença no território de tal rede pode consolidar o solo, atenuando a precipitação e o deflúvio das águas da chuva, contribuindo para retenção de detritos e sedimentos.

O presente trabalho alinha-se ao pensamento de Frischebruder e Pellegrino (2006), segundo os quais o planejamento e o projeto de redes ecológicas no Brasil estejam a ponto de se transformar em um dos instrumentos mais importantes no planejamento e nas políticas públicas, visando ao melhoramento da qualidade de vida para os cidadãos, pela riqueza de funções e objetivos através de um correto planejamento dos espaços verdes.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

AHERN, J. Planning for an extensive open space system: linking landscape structure and function. **Landscape and Urban Planning**. n. 21, p. 131–145, 1991.

BARROS, Z.X.; TORNERO, M.T.; STIPP, N.A.F.; CARDOSO, L.G.; POLLO, R.A. Estudo da adequação do uso do solo, no município de Maringá – PR; utilizando-se de geoprocessamento. **Eng. Agric.**, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p. 436-444, maio/ago. 2004.

BATTISTI, C. **Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche**: un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma: Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile, 2004. 249 p.

BENNETT, A.F. **Linkages in the Landscape**: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Switzerland: IUCN, Gland, 1999. 254 p.

BERTRAND, G. **Paisagem e geografia física global**: Esboço metodológico. R. RA'E GA. Curitiba, SP: Editora UFPR, 2004. n. 8, p.141-152. In: Tradução de Olga Cruz do trabalho publicado originalmente sob o título “ Paysage et geographie physique globale: Esquisse Mééthodologique” na Rev. Géograph Pyrénées et SO, 39(3), p. 249-272.

BOHRER, C.B. de A. Vegetação, paisagem e o planejamento do uso da terra. **GEOgraphia**. ano 2, n. 4, 2000.

BRITES, R.S.; SOARES, V.P.; COSTA, T.C.C.; NETO, A.S. Geoprocessamento e Meio Ambiente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27, 1998, Poços de Caldas, MG. **Anais...** Poços de Caldas: 1998, p. 141-163.

BROWN, D.G.; DUH, J.D.; DRZYZGA, S.A. Estimating error in an analysis of forest fragmentation change using north-american lanscape characterization (NALC) data. **Remote Sensing of Environment**. v. 71, p.106-117, 2000.

BUCENE, L.C. **Classificação de terras para irrigação utilizando um sistema de informações geográficas em Botucatu – SP**. Botucatu, SP: 2002. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado em Agronomia - Irrigação e Drenagem, FCA, Universidade Estadual Paulista, 2002.

BUNN, A.G.; URBAN, D.L.; KEITT, T.H. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. **J. Environ. Manage.** n. 59, p. 265–278, 2000.

CAMPBELL, J. B. **Introduction to remote sensing**. New York: Guilford Press, 1987. 550 p.

CHON, J.H. **Aesthetic responses to urban greenway trail corridors**: implications for sustainable development in tourism and recreation settings. Texas: maio 2004. Originalmente apresentada como tese de doutorado em Psicologia, Graduate Studies of Texas A&M University, 2004. p. 248.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**. n. 36, p. 59–77, 1996.

CONINE, A.; XIANG, W.N.; YOUNG, J.; WHITLEY, D. Planning for multipurpose greenways in Concord, North Carolina. **Landscape Urban Planning**. n. 68, p. 271–287, 2004.

COOK, E.A. Landscape structure indices for assessing urban ecological networks. **Landscape Urban Planning**. n. 58, p. 269–280, 2002.

CORTESÃO CASIMIRO, P. Geografia, Ecologia da Paisagem e Teledetecção. Enquadramento – Contextualização. **Revista FLPorto**. 2004.

DRAMSTAD, W.E.; OLSON, J.D.; FORMAN, R.T.T. **Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-User Planning**. Washington: Island Press, 1996.

EASTMAN, J.R. **Decision support**: decision strategy analysis. Idrisi 32 release 2: Guide to GIS and Image processing. Worcester: Clark Labs, Clark University, 2001. v.2, 22 p.

FÁBOS, J.G. Greenway planning in the United States: its origins and recent case studies. **Landscape and Urban Planning**. n. 68, p. 321–342, 2004.

FAO. Land Evaluation For Forestry. **FAO Forestry Paper**, Rome. n. 48, 1984.

FLINK, C.A.; SEARNS, R.M. **Greenways: A Guide to Planning, Design, and Development**. Washington, DC: Island Press, 1993.

FLORES, A.; PICKETT, S.T.A.; ZIPPERER, W.C.; POUYAT, R.V.; PIRANI, R. Adopting a modern ecological view of the metropolitan landscape: the case of a greenspace system for the New York City region. **Landscape and Urban Planning**. n. 39, p. 295–308, 1998.

FOO, T.S. Planning and design of Tampines, an award-winning high-rise, high-density township in Singapore. **Cities**. n. 18, ano 1, p. 33–42, 2001.

FORMAGGIO, A.R.; ALVES, D.S.; EPIPHANIO, J.C.N. Sistemas de informações geográficas na obtenção de mapas de aptidão agrícolas e de taxa de adequação de uso das terras. **Rev. Bras. Cien Solo**. v. 16, p. 249, 1992.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. United States of America: Quinn-Woodbine Inc, 1986. 619 p.

FRANCIS, M.; CASHDAN, L.; PAXSON, L. **Community Open Spaces: Greening Neighborhoods through Community Action and Land Conservation**. Washington, DC: Island Press, 1984.

FRANKLIN, J.F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecol. Applic.** n. 3, p. 202–205, 1993.

FRISCHENBRUDER, M.T.M.; PELLEGRINO, P. Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. **Landscape and Urban Planning**. n. 76, p. 67-78, 2006.

FROHN, R.C. **Remote Sensing for Landscape Ecology**. New York, Lewis Publishers, 1998. 99 p.

GENELETTI, D.; GUASTAMACCHIA M. Un sistema di supporto alla pianificazione per un'area protetta. **Estimo e Territorio**. n. 11, p. 54-59, 2005.

GIORDANO, L.C. **Análise de um conjunto de procedimentos metodológicos para a delimitação de corredores verdes (greenways) ao longo de cursos fluviais**. Rio Claro, SP: 2004. Originalmente apresentado como tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geociências – Área de Concentração em Geociências e Meio Ambiente, Rio Claro, 2004. p. 177.

HARGIS, C.D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. The behavior of landscapes metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape ecology**. v. 13, p. 167-186, 1998.

HEINSDIJK, D. **Forest Assessment**. Wageningen: PUDOC, 1975.

IMAM, K.Z.E.A. Role of urban greenway systems in planning residential communities: a case study from Egypt. **Landscape and Urban Planning**. n. 76, p. 192-209, 2006.

IPPOLITI, G.; MORTARA, M.O.; REZENDE, A.C.; SIMÕES, M.S.; VALERIO FILHO, M. Sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas no estudo da adequação do uso das terras nos municípios de Hortolândia e Sumaré (SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9, 1998, Santos. **Anais...** Santos: INPE, 1998, p. 123-131.

JIM, C.Y.; CHEN, S.S. Comprehensive greenspace planning based on landscape ecology principles in compact Nanjing city, China. **Landscape and Urban Planning**. n. 65, p. 95-116, 2003.

JONGMAN, R.H.G.; KULVIK, M.; KRISTIANSEN, I. European ecological networks and greenways. **Landscape and Urban Planning**. n. 68, p. 305-319, 2004.

KANGAS, J.; STARE, R.; LESKINEN, P.; MEHTATALO, L. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilizing advanced decision-support tools. **Forest Ecology and Management**, Ámsterdan. v. 132, p 157-171, 2000.

LARANJEIRA, M.M.; TELES, V. **Melhoria da Funcionalidade Ecológica num Território Fragmentado**: crítica a Reserva Ecológica Nacional. GEO-Working Papers. Série Investigação 2005/4, João Sarmiento e Antonio Vieira Editores, Guimarães, 29p. Disponível em <www.geografia.uminho.pt/wp.htm>. Acesso em: 2005.

LEITAO, A.B.; AHERN, J. Applying landscape ecology concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape Urban Planning**. n. 59, p. 65-93, 2002.

LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI JR., R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4. ed. Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

LINEHAN, J.; GROSS, M.; FINN, J. Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. **Landscape Urban Planning**. n. 33, p. 179-193, 1995.

LITTLE, C. E. **Greenways for America**. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, 1990. 237 p.

MAGUIRRE, D.; GOODCHILD, M.F.; RHIND, D. **Geographical Information Systems Applications**. 2.ed. London: Longman Scientific & Technical, 1991. v. 2, 447 p.

- MALCEVSCHI S. Nuovi ecosistemi e Reti ecologiche: Centro Studi V. Giacomini. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. **Quaderni di Gargnano**. n. 4, p. 94-100, 2001.
- MALCZEWSKI, J. On the use of Weighted Linear Combination method in GIS: common and best practice approaches. **Transactions in GIS**. v. 4, n. 1, p. 5-22, 2000.
- MASON, J.; MOORMAN, C.; HESS, G.; SINCLAIR, K. Designing suburban greenways to provide habitat for forest breeding birds. **Landscape and Urban Planning**. p. 31, 23 maio 2006.
- MAZZOTTI, F.J.; MORGENSTERN, C.S. A scientific framework for managing urban natural areas. **Landscape and Urban Planning**. n. 38, p. 171–181, 1997.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: USDA, Forest service, pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.
- MC HARG, I. **Design with nature**. 25. ed.. United States of America: John Wiley & Sons, Inc., 1969. 197p.
- MCCORMICK, K. They need their neighborhood more. **Lands.Architect**. p. 50–53, jun. 1992.
- MEEUS, J. How the Dutch city of Tilburg gets to the roots of the agricultural ‘kampen’ landscape. **Landscape and Urban Planning**. n. 48, p. 177–189, 2000.
- METZGER, J.P. **O que é ecologia de paisagens?** Biota Neotropica, 2001. v. 1, 9 p. BN00701122001.
- NUCCI, L. **Reti verdi e disegno della città contemporanea**. Roma: Gangemi Editore, 2004. 302p.
- O’NEILL, R.V.; RIITTERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; JONES, K.B. Landscape pattern metrics and regional assessment. **EcosystHealth**. n. 5, p. 225–233, 1999.
- OPDAM, P. **Assessing the conservation potential of habitat networks**: Applying Landscape Ecology in Biological Conservation. New York: Springer, 2002. p. 381-404.
- PEDERSEN, E. The Garrison creek linkage plan. **Plan Can**. n. 39, ano 5, p. 20–21, 1999.
- PHUA, M.H.; MINOWA, M. A GIS-based multi-criteria decision making approach to forest conservation planning at a landscape scale: a case study in the Kinabalu Area, Sabah, Malaysia. **Landscape and Urban Planning**. n. 71, p. 207–222, 2005.

PIROLI, E.L. **Geoprocessamento na determinação da capacidade e avaliação do uso da terra do município de Botucatu – SP**. Botucatu, SP: UNESP, 2002. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Faculdade de Ciencias Agronomicas, Universidade Estadual Paulista, 2002. p.122.

QUATTROCHI, D.A.; PELLETIER, R.E. Remote sensing for analysis of Landscapes. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Quantitative Methods in Landscape Ecology. Ecological Studies**, Berlin, Springer-Verlag. v. 82, p.51-76, 1991.

QUAYLE, M.; LIECK, T.C.D. Growing community: a case for hybrid landscapes. **Landscape and Urban Planning**. n. 39, p. 99–107, 1997.

REGGIANI G.; BOITANI L.; AMORI, G. I “contenuti” ecologici di una rete ecologica. Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. **Quaderni di Gargnano**. n. 4, p. 74-83, 2001.

RIITTERS, K. H.; O’NEILL, R. V.; HUNSAKER, C. T.; WICKHAM, J. D.; YANKEE, D. H.; TIMMINS, S. P.; JONES, K. B.; JACKSON, B. L. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. **Landscape Ecology**. v. 10, n. 1, p. 23-39, 1995.

RISSER, P.G. Landscape ecology: state-of-the-art. In TURNER, M.G. **Landscape heterogeneity and disturbance**. New York: Springer-Verlag, 1987. p. 3-14.

SAATY, T. **The analytic hierarchy process**. New York: McGraw-Hill, 1980. 287 p.

SABINS, F.F. **Remote sensing: principles and interpretations**. 3rd Ed. New York: W.H. Freeman and Company, 2000. 494 p.

STEINER, F. **Costruire il Paesaggio**: un approccio ecologico alla pianificazione. segunda Ed. Milano: McGraw-Hill, 2004. 274 p.

STEINER, F.R.; OSTERMAN, D.A. Landscape planning: a working method applied to a case study of soil conservation. **Landscape Ecology**, SPB Academic Publishing bv, The Hague survey. v. 1, n. 4, p 213-226, 1988.

TORNERO, M.T. **Análise ambiental através de sistema de informações geográficas (SIG), como subsídio ao planejamento no município de Maringá-PR**. Botucatu, SP: 2000. Originalmente apresentada como tese de doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 2000. p. 184.

TRICART, J.J.L. Paysage et écologie. Revue de Géomorphologie dynamique: géodynamique externe. **Études intégrée du milieu naturel**. ano 28, n.3, p. 81-95, 1979.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 20, p.171-197, 1989.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba, SP: USP, out. 2001. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado em Recursos Florestais, Área de Concentração em Conservação de Ecossistemas Florestais), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001. p.144.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial, em ambiente SIG, para a conservação e a preservação florestal. **Scientia Forestales**. n. 69, p. 51-61, dez. 2005.

VUILLEUMIER, S.; PRÉLAZ-DOUX, R. Map of ecological networks for landscape planning. **Landscape and Urban Planning**. 2002.

WALMSLEY, A. Greenways and the making of urban form. **Landscape and Urban Planning**. n. 33, p. 81-127, 1995.

XIANG, W.-N.; WHITLEY, D.L. Weighting land suitability factors by the PLUS method. **Environ. Planning B Plan. Design**. n. 21, p. 273–304, 1994.

YOUNG, A.; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**. n. 67, p. 63–72, 1993.

ZHANG, L.; WANG, H. Planning an ecological network of Xiamen Island (China) using landscape metrics and network analysis. **Landscape and Urban Planning**. n. 78 ,p. 449-456, 2006.

ZONNEVELD, I.S. **Land Ecology**. SPB. Academic Publish. Ámsterdam: SPB, Academic Publish, 1995.