

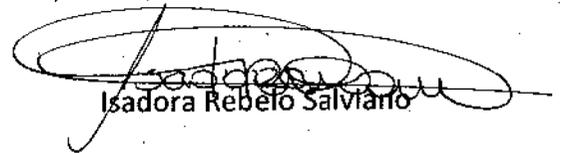
ERRATA

Eu, Isadora Rebelo Salviano, ex-aluno do curso de Mestrado em Engenharia Civil, informo que deve-se considerar a seguinte errata

onde se lê: "Conectividade e a Teoria dos Grafos: um caminho para a conservação e o manejo dos corredores ecológicos"

Leia-se: "Conectividade e a Teoria dos Grafos: um caminho para a conservação e o manejo de corredores ecológicos"

Sem mais.



Isadora Rebelo Salviano



Prof. Dra. Maria Cecília A. T. da Silva
Coordenadora de Pós-graduação
FEC / UNICAMP - Matrícula 065-177



Prof. Dra. Rozely Ferreira dos Santos
Orientador

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL,
ARQUITETURA E URBANISMO**

**Conectividade e a Teoria dos Grafos: um caminho para a conservação e
manejo dos corredores ecológicos**

Isadora Rebelo Salviano

Campinas

2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO
ÁREA DE RECURSOS HÍDRICOS ENERGÉTICOS E AMBIENTAIS

Isadora Rebelo Salviano

**Conectividade e a Teoria dos Grafos: um caminho para a conservação e
manejo dos corredores ecológicos**

Dissertação apresentada à Comissão de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de concentração de Recursos Hídrico, Energéticos e Ambientais.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Rozely Ferreira dos Santos

Campinas

2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

Sa39c Salviano, Isadora Rebelo
Conectividade e a teoria dos grafos: um caminho para a conservação e
manejo dos corredores ecológicos / Isadora Rebelo Salviano. --Campinas,
SP: [s.n.], 2011.

Orientador: Rozely Ferreira dos Santos.

Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas,
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Planejamento ambiental. 2. Ecologia da paisagem. 3. Modelagem. I.
Ferreira dos Santos, Rozely. II. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Connectivity and graphy theory: way to achieve the conservation and
management of ecological corridors

Palavras-chave em Inglês: Environmental planning, Landscape ecology, Modelling

Área de concentração: Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora: Simone Rodrigues de Freitas, Orlando Fontes Lima Junior

Data da defesa: 31-08-2011

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

**A CONECTIVIDADE E A TEORIA DOS GRAFOS: UM CAMINHO
PARA A CONSERVAÇÃO E MANEJO DOS CORREDORES
ECOLÓGICOS**

Isadora Rebelo Salviano

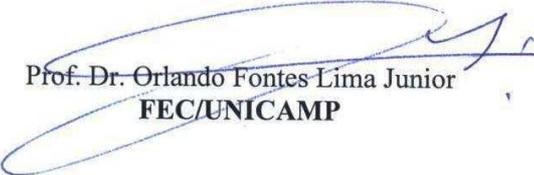
Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos
Presidente e Orientador(a)/FEC/UNICAMP



Profa. Dra. Simone Rodrigues de Freitas
UFABC



Prof. Dr. Orlando Fontes Lima Junior
FEC/UNICAMP

Campinas, 31 de agosto de 2011

*À minha família pelo apoio, suporte e
compreensão.*

Agradecimentos

À minha orientadora prof. Dr^a Rozely Ferreira do Santos por mais do que nos orientar mas, por ser uma das poucas pessoas realmente capazes de ensinar.

Ao CNPq pelo suporte financeiro necessário para a realização deste projeto.

À SABESP por fornecer as imagens IKONOS sem as quais este trabalho não seria possível, em especial agradeço a disposição do Álvaro Fernandes Jr.

À prof. Dr^a Franklina M. B. de Toledo e ao Engenheiro Leandro Mattioli pela parceria na elaboração do algoritmo baseado no método de *Floyd-Warshall*, pela paciência e em especial a Fran por estar sempre pronta a ajudar e a ensinar.

À Sueli Thomaziello pela colaboração e apoio na elaboração do projeto de pesquisa.

Aos meus pais e irmã que me trouxeram até aqui e me sustentaram com conselhos, amor e apoio, em especial ao meu pai que esteve muito presente em todo este processo.

Aos meus colegas do LAPLA, que nesses anos se tornaram uma família para mim. Aos meus queridos amigos que me apoiaram e estiveram sempre presentes: Aline, Lidia, Thaís, Vivi, Gui, Sueli, Flá, Aninha Rossi e Dani pará.

*"A maior doença de espírito é crer na
existência das coisas que desejamos ver"*
Spallanzani e Pasteur

RESUMO

SALVIANO, Isadora R. **Conectividade e a Teoria dos Grafos: um caminho para a conservação e manejo dos corredores ecológicos.** Dissertação (Mestrado) CAMPINAS: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2011 95p

Estudar a conectividade através de corredores ecológicos consiste em avaliar a sua capacidade conectiva, considerando os elementos que auxiliam, dificultam ou interrompem os movimentos nessa rede. Neste sentido, para o planejamento ambiental o melhor cenário ou o cenário ideal deveria ser aquele que respondesse, pelo menos, pela melhor condição de conectividade ou a melhor possibilidade de fluxo entre cursos de água. Por esta razão, é importante que o desenvolvimento de um método de modelagem, como objetiva este estudo, contemple medidas da capacidade conectividade que possam ser comparadas pelo planejador em diferentes cenários para tomada de decisão. Para tanto, foi aplicada a Teoria dos Grafos, com o desenvolvimento de um algoritmo de expressão espacial associado a um método de dispersão em três sub-bacias hidrográficas em diferentes estados de conservação (Alto Cotia, São Lourenço e Baixo Cotia). O método desenvolvido foi capaz de definir os melhores circuitos ou principais caminhos tanto para a conservação como para o manejo. O modelo é indicado principalmente para redes de alta complexidade, nas quais a identificação visual de áreas prioritárias de manejo pode ser difícil.

Palavras-chave: modelagem; ecologia da paisagem; planejamento ambiental

ABSTRACT

SALVIANO, Isadora R. **Connectivity and Graph Theory: a way to achieve ecological corridors management and conservation.** Dissertação (Mestrado) CAMPINAS: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2011 95p

Studying connectivity through river corridors means evaluate their capability of being connect, by considering all those elements that help, impede or cut off movements on rivers network. In this way, for the environmental planning, the best or ideal scenario is one that, at least, answers by the better connectivity condition or by the best possible flow among watercourses. As a consequence, it becomes necessary to develop a method for modeling corridors, which considers issues of connectivity capability, and that allows planners, through comparing scenarios, making appropriate decisions. Such a method is based on the application of Graph Theory, together with development of an algorithm of spatial expression and considering a dispersion method. For practical experiment, it takes into account three sub-basins in different states of preservation (Alto Cotia, São Lourenço and Baixo Cotia). As a result, the proposed method allows planners better defining the main corridors or circuits for both conservation and handling. The model is particularly suitable for highly complex networks, in which the visual identification of priority areas for handling can be difficult.

Key-words: modeling; landscape ecology; environmental planning

Lista de Figuras

	página
Figura 1 Modelagem de corredores via grafo. Principais tipos de grafos usados em ecologia de paisagens. Adaptado de Fortin & Dale (2005)	29
Figura 2 Representação das áreas de estudo (a) sub-bacia hidrográfica do Baixo Cotia (baixo grau de conservação); (b) sub-bacia hidrográfica do Alto São Lourenço (médio grau de conservação) e; (c) sub-bacia hidrográfica do Alto Cotia, área referência (alto grau de conservação)	31
Figura 3 Diagrama de componentes de suporte à tomada de decisão	36
Figura 4 Definição da faixa de 30metros para mapeamento do uso, ocupação e vegetação do território	39
Figura 5 Posição dos vértices nos pontos de intersecção entre manchas	43
Figura 6 Formas de modelar o grafo. (a) tipos de grafos descritos por Fortin e Dale (2005) conforme sua sequência de complexidade e hierarquia; (b) sequência metodológica de remoção de vértices definida por Urban e Keitt (2001); (c) em destaque, as diferenças da metodologia proposta neste trabalho em relação a modelagem clássica descrita dos autores “a” e “b”	44
Figura 7 Atribuição de valor à adequabilidade dos padrões de usos e vegetação para a presença de pequenos mamíferos especialistas	47
Figura 8 Diagrama de generalização de usos. O uso em contato direto com o rio representa o uso de influência (a), já qualquer uso em contato vertical e dentro do limite de 30metros representa uso associado (b). A relação dos dois tipos de uso é extraída da matriz de adequabilidade, resultando a adq (a'). Quando não há associações de uso a adequabilidade mantém o comportamento esperado, ou seja, o eixo transversal da matriz de adequabilidade	48
Figura 9 Diagrama sobre o efeito atrito. (a') Vegetação secundária em estágio sucessional secundário médio; (c) agricultura cíclica. A agricultura em contato direto com a floresta oferece um efeito de contato que decresce a adequabilidade do habitat	51
Figura 10 Diferença entre os arranjos estruturais entre margens e ao longo do rio. (a) representação da distância entre margens, esquerda uso urbano denso e	57

	direito vegetação em estágio primário; (b) representação da mudança ao longo do rio na margem esquerda, de uso urbano denso para FODM em estágio secundário	
Figura 11	Gráfico de distância da paisagem real, em diferentes graus de conservação, para a paisagem ideal	58
Figura 12	Mapa da sub-bacia hidrográfica de alta conservação (área referencia) – Alto Cotia (AC)	59
Figura 13	Mapa da sub-bacia hidrográfica de média conservação – São Lourenço (SL)	60
Figura 14	Uso e ocupação da terra. Sub-bacia hidrográfica de baixa conservação– Baixo Cotia (BC)	61
Figura 15	Gráficos de dispersão correspondente aos arcos das sub-bacias hidrográficas (margens esquerdas) com alta (área referência), média e baixa condição de conservação. Eixo X (fator utilidade real), eixo Y (fator utilidade ideal) e eixo Z (distância relativa entre cenários). (A) distribuição espacial dos arcos de melhor adequabilidade e (p) demonstração do seu encurtamento ao longo do gradiente de conservação das sub-bacias; (B) formação de um grupo (q) definido por arcos de adequabilidade moderada; (C) tendência a formação (r) de um terceiro grupo de distâncias relativas elevadas e custo ideais mais altos que os custos reais, arcos de adequabilidades baixas	63
Figura16	Gráficos de dispersão das áreas prioritárias para manejo (B'), definidas pelos gráficos de dispersão globais (B) das sub-bacias com padrão de adequabilidade moderada (q)	67
Figura 17	Critérios para definição das áreas prioritárias para manejo. (a) e (a`) têm 5 cursos de água contendo 3 arcos do grupo prioritário e portanto formador de uma área prioritária; (b) têm 11 cursos de água e 2 arcos; (b`) têm 11 cursos de água e 4 arcos; (c) o número de arcos é inferior a 1/3 do trecho analisado	70
Figura 18	Identificação das áreas de corredor fluvial prioritárias para manejo na sub-bacia de alta conservação. (p) e (q) correspondem as duas áreas caracterizadas pela concentração de arcos prioritários para o manejo. Os números variantes de 1 a 74 correspondem ao número dos Vértices (Vj) correspondentes a tabela 9	71
Figura 19	Identificação das áreas de corredor fluvial prioritárias para manejo na sub-bacia de alta conservação. (p) e (q) correspondem as duas áreas caracterizadas pela concentração de arcos prioritários para o manejo. Os números variantes de 1 a 210 correspondem ao número dos Vértices (Vj) correspondentes a tabela10	72
Figura 20	Identificação das áreas de corredor fluvial prioritárias para manejo na sub-	72

bacia de alta conservação. (p) e (q), correspondem as duas áreas caracterizadas pela concentração de arcos prioritários para o manejo. Os números variantes de 1 a 141 correspondem ao número dos Vértices (V_j) correspondentes a tabela 11

Figura 21	Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de alta conservação a partir de um vértice inicial pré-determinado	77
Figura 22	Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de média conservação a partir de um vértice inicial pré-determinado	78
Figura 23	Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de baixa conservação a partir de um vértice inicial pré-determinado	79
Figura 24	Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de alta conservação restritos a uma área prioritária de manejo (vértices iniciais e finais fixados junto aos arcos prioritários para manejo)	83
Figura 25	Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de média conservação restritos a uma área prioritária de manejo (vértices iniciais e finais fixados nos arcos prioritários de manejo)	83
Figura 26	Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de baixa conservação restritos a uma área prioritária de manejo (vértices iniciais e finais fixados nos arcos prioritários de manejo)	84
Figura 27	Identificação dos cursos de água associados aos trechos de fragmentos florestais de máxima adequabilidade e atrito nulo, floresta núcleo (p) e florestas de conexão (q)	85
Figura 28	Identificação dos caminhos ótimos para o propósito de ligação entre fragmentos florestais pré-selecionados	86

Lista de Tabelas

	página
Tabela 1	Critérios para o recorte das áreas de estudo 32
Tabela 2	Discriminação dos principais critérios por área 34
Tabela 3	Identificação dos materiais necessários para o protocolo metodológico 37
Tabela 4	Padrões de uso e ocupação da terra e vegetação para os corredores ecológicos de Cotia e São Lourenço da Serra /SP 40
Tabela 5	Matriz custo da adequabilidade 49
Tabela 6	Matriz atrito 51
Tabela 7	Exemplo da resposta tabular do algoritmo proposto. V_j = vértice final; V_i = vértice inicial; C-Gik = fator utilidade; A_1, \dots, A_{24} = número dos arcos; Caminho Gik = caminho possível. 53
Tabela 8	Distribuição dos tipos de uso e adequação dos tipos de usos por área percorrida de rio (APP) 57
Tabela 9	Identificação dos vértices, adequabilidades e custos dos arcos correspondentes aos vértices pertencentes ao grupo prioritário para manejo da sub-bacia de alta conservação 67
Tabela 10	Identificação dos vértices, adequabilidades e custos dos arcos correspondentes aos vértices pertencentes ao grupo prioritário para manejo da sub-bacia de média conservação 68
Tabela 11	Identificação dos vértices, adequabilidades e custos dos arcos correspondentes aos vértices pertencentes ao grupo prioritário para manejo da sub-bacia de baixa conservação 69
Tabela 12	Exemplificação da escolha do caminho ótimo 74
Tabela 13	Resultados dos caminhos ótimos prioritários para o manejo a partir de vértices iniciais pré-definidos 75
Tabela 14	Resultados dos caminhos ótimos prioritários de manejo para vértices iniciais e finais pré-definidos 81

SUMÁRIO

	página
1 Introdução	14
2 Objetivo	16
3 Referencial Teórico:	
Conectividade estrutural e funcional: uma discussão sobre conceitos, perspectivas e desafios.....	17
4 Material & Métodos	
4.1 Área de Estudo.....	30
4.2. Proposição Metodológica.....	35
5 Resultados e Discussão	
5.1. Caracterização das áreas de estudo.....	56
5.2. Identificação do gradiente de conservação baseado nos arcos.....	62
5.3. Identificação de áreas prioritárias para manejo.....	65
5.3.1. Identificação dos caminhos ótimos em áreas prioritárias de conservação.....	83
5.4. Identificação dos caminhos ótimos para ligação de manchas florestais pré-definidas.....	84
6 Conclusão	87
7 Referencias Bibliográficas	90

1. Introdução

A conectividade, vista sob a habilidade de um organismo de se movimentar através de manchas de habitat separadas (TAYLOR et al. 1993), é uma das principais pretensões dos planejamentos que visam a conservação biológica, principalmente em áreas fragmentadas.

Os rios são claramente os melhores conectores da paisagem, isto porque, por natureza, concentram o fluxo de energia, matéria, nutriente e espécies (COOK 2002; NAIMAN et al. 2005). Os corredores ecológicos são ecossistemas altamente produtivos que, na maioria das vezes, retêm um sucesso potencial de conexão muito maior que outras alternativas, como *stepping stones* e reflorestamentos (HILTY et al. 2006).

Os corredores fluviais com vegetação ripária, ou os corredores ecológicos, formam, funcionalmente uma rede que conecta fragmentos, criando uma rede (*network*). Entretanto, a heterogeneidade da paisagem, que está expressa na descontinuidade da vegetação ripária, interfere diretamente nesta rede. Isto porque a descontinuidade é percebida como elemento que interrompe ou dificulta o movimento (GUSTAFSON & GARDNER 1996).

Em suma, estudar a conectividade através de corredores ecológicos consiste em avaliar a sua capacidade conectiva, considerando os elementos que auxiliam, dificultam ou interrompem os movimentos nessa rede. Neste sentido, para o planejamento ambiental o melhor cenário ou o cenário ideal deveria ser aquele que respondesse, pelo menos, pela melhor conectividade ou o melhor fluxo entre cursos de água. Para tanto, o planejador deve tomar decisões sobre os trechos dos cursos de água que devem ser preservados, aqueles que devem ser manejados, aqueles que a longo prazo devem ser restaurados, assim por diante. Desta forma, é importante que o processo

de planejamento contemple medidas de capacidade conectiva que possam ser comparadas nos mais diferentes cenários propostos para se chegar a uma decisão.

Visando propor um modelo de tomada de decisão que auxilie o planejamento na identificação de áreas de proteção, de manejo e de construção de cenários associados às medidas de conectividade, este estudo assume como premissa que os usos da terra podem ser qualificados em termos de adequabilidade a presença de, pelo menos, pequenos mamíferos. A rede foi construída com base na Teoria dos Grafos e sob os princípios da ecologia de paisagens. Foi considerado que os pontos de intersecção (vértices) entre as mudanças nos padrões de uso em corredores ecológicos, além das distâncias longitudinais de um mesmo uso, concentram o potencial de sucesso conectivo.

2. Objetivo

Este trabalho objetiva desenvolver um modelo de tomada de decisão baseado na Teoria dos Grafos e princípios da ecologia da paisagem que auxilie a identificar e avaliar a capacidade conectiva de segmentos de corredor ecológico, considerando que os usos da terra interferem diferentemente na possibilidade da existência e do fluxo de pequenos mamíferos.

3. Referencial Teórico

CONECTIVIDADE ESTRUTURAL E FUNCIONAL: UMA DISCUSSÃO SOBRE CONCEITOS, PERSPECTIVAS E DESAFIOS

A conectividade, vista como a ligação de processos ecológicos que ocorrem em múltiplas escalas espaciais em uma paisagem (LINDENMAYER & FISCHER, 2006), é uma das principais pretensões dos planejamentos que visam a conservação biológica. Ela costuma ser interpretada pela habilidade de um organismo de se movimentar através de manchas de habitat separadas (TAYLOR et al. 1993). No entanto, a conectividade pode ser avaliada por um planejador de diversas maneiras: pela sua percepção sobre os padrões de ligação entre manchas, pela medida de resistência da matriz da paisagem, pelas ligações físicas entre manchas de habitat, entre outras (HILTY et al 2006; ROUGET et al. 2006). Essas abordagens são exemplos de que ora o planejador avalia a conectividade pela estrutura ora pela função ecológica, cuja escolha é muito dependente da escala de análise.

Pode-se afirmar que a intenção de estudar conectividade é evidenciar as interações e fluxos entre manchas e matriz que funcionam como “filtros de resistência ou retenção” às espécies, afetando a permeabilidade, ou seja, interferindo na direção dos movimentos que ocorrem da paisagem (CADENASSO et al. 2003).

Em uma paisagem fragmentada a conectividade ocorre de forma assimétrica, sendo que a direção preferencial do movimento ocorre respeitando a combinação de critérios como distância entre fontes de recurso natural, facilidade de movimento em relação à topografia (ROUGET et al.

2006; BODE et al. 2008) ou alcance do recurso preferencial (ROUGET et al. 2006; PINTO & KEITT, 2009). O vetor do movimento pode ser então reconhecido pelos elementos que efetuam a ligação entre duas fontes preferenciais, conhecidos como conectores. A literatura reconhece como conectores os *stepping stones*, agrupamentos arbóreos lineares (e.g., *greenbelts*; *fancerow*), os corredores ecológicos; as vegetação de estradas (*greenways*) e, principalmente os corredores ecológicos e *stepping stones* (PE'ER et al. 2003; HILTY et al. 2006)

Um dos melhores conectores da paisagem são as florestas ripárias que acompanham os corredores fluviais (corredor ecológico), isto porque, por natureza, concentram o fluxo de energia, nutrientes e espécies, sendo ecossistemas altamente produtivos e que, em geral, retém alto potencial conectivo (FISHER & WELTER, 2005; NAIMAN et al. 2005). Muitos autores defendem que os corredores facilitam o fluxo gênico, diminuindo a probabilidade de extinção de muitas espécies que necessitam circular entre manchas isoladas (VILES & ROSIER, 2001; PE'ER et al. 2003; HILTY et al. 2006; ROUGET et al. 2006; SAURA & TORNÉ, 2009; VASAS et al. 2009).

Apesar do papel da conectividade e dos corredores ecológicos serem universalmente aceitos, ainda ocorrem muitos debates acadêmicos sobre o tipo de medida que melhor responde aos conceitos estabelecidos. Desta forma, antes de qualquer iniciativa de definir e avaliar conectores ecológicos foi necessário esclarecer a relação entre a construção conceitual e a metodológica para, de fato, definir ações que sejam efetivas na manutenção da conectividade entre habitat e paisagem. Este foi o objetivo do referencial teórico, que faz uma introdução sobre o conhecimento relacionado a conectividade e corredores ecológicos.

- ***Ecologia da Paisagem e o conceito de conectividade***

A ecologia da paisagem tem como foco avaliar as interferências antrópicas sobre a dinâmica de ecossistemas e seus estados de conservação (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2007).

Essa disciplina visa reverter ou atenuar estados ambientais em atrito com o contexto antrópico e trabalha, essencialmente, com os conceitos de paisagem, matriz, mancha e corredor. Turner e colaboradores (2001) definem esses termos. Para eles a paisagem é um limite territorial espacialmente heterogêneo em pelo menos um fator de interesse. A matriz é o “pano de fundo” que cobre uma paisagem, sendo caracterizada pela cobertura extensiva e alta conectividade, ou seja, o componente da paisagem que predomina pela estrutura e/ou pela função. A mancha consiste em uma área que difere do tipo de cobertura circunvizinha em natureza ou aparência. Os corredores ecológicos, para Turner e colaboradores (2001) são faixas estreitas de um tipo de vegetação, que ligam duas ou mais manchas de habitat.

Desta forma, os padrões matriz, mancha e corredor são elementos essencialmente ligados a estrutura da paisagem, muitas vezes mensuráveis em sistemas de contagem (e.g. área, perímetro e número de manchas, número de corredores, distância entre manchas etc). Estas métricas integradas podem conduzir a interpretação da conectividade estrutural da paisagem. No entanto, a conectividade também pode ser avaliada por meio das interações entre os padrões e processos da paisagem e, neste caso, ela é chamada de funcional (TISHENDORF & FAHRING, 2000; SAURA et al. 2011). Enquanto a estrutura costuma ser avaliada pela observação da composição e configuração espacial da paisagem, os processos são mensuráveis por meio de experimentação e estudos de comportamento, como por exemplo, pelo levantamento da diversidade alfa, beta e gama (PIRES et al 2002; PARDINI et al. 2005; PASSAMANI & FERNANDEZ, 2011).

Cronologicamente a construção teórica da conectividade passa por quatro momentos principais. Conforme Pickett e McDonnell (1988), o primeiro momento ocorreu em 1984, quando o termo foi proposto por Merriam e consolidado em dois sucessivos trabalhos (FAHRIG & MERRIAM, 1985; LEVKOVITCH & FAHRIG, 1985). Nestes trabalhos, os autores definem conectividade como o ...”processo pelo qual subpopulações interagem em uma unidade demográfica funcional” (PICKETT & MCDONNELL, 1988). Para esses autores existem dois tipos de conectividade a ser medida: uma estrutural, denominada conexidade (ou junção) e outra funcional, denominada conectividade (BAUDRY & MERRIAM, 1988; LANG & BLAKSCHKE,

2009). A primeira refere-se a existência de arranjos estruturais da paisagem que podem sustentar a movimentação entre populações. A segunda, refere-se a existência de conexão entre populações, que pode estar associada ou não a elementos estruturais, ou a conectividade (BAUDRY & MERRIAM, 1988).

De acordo com Pickett e McDonnell (1988) o segundo momento ocorreu em 1986, quando Forman e Godron defenderam que a conectividade não deveria ser dividida segundo as suas formas de medir – estrutural (conectividade) e funcional (conectividade) – pois era uma redundância (FORMAN & GODRON, 1986). Ambos os termos têm o mesmo princípio de conectar populações separadas no espaço territorial e diferem apenas na forma de métrica, uma direcionada a estrutura e a outra a função. Assim, sugeriu-se que o conceito fosse focado em uma única palavra: conectividade. No entanto, os diferentes termos continuaram a ser usados indistintamente, refletindo uma falta de consenso conceitual. Esta discussão culminou em um terceiro momento, em 1993, quando Taylor e colaboradores consolidaram o termo *conectividade* como a habilidade de um organismo se movimentar por meio de habitats separados (TAYLOR et al. 1993), contemplando ao mesmo tempo a estrutura e a função. Este conceito logo passou a ser o mais aceito na literatura (TISHENDORF & FAHRIG, 2000; ADRIAENSEN et al. 2003; HILTY et al. 2006; SAURA et al. 2011). Entretanto, em dias atuais o debate é retomado, supondo o início de um quarto momento.

A utilização do conceito de Taylor e colaboradores (1993) ainda permanece expressiva, entretanto, sua utilização não representa um consenso na literatura. Muitos pesquisadores utilizam a definição de Taylor, porém se declaram em dois grupos distintos: estruturais ou funcionais. Em outras palavras, observa-se que esse fato não no conceito, mas, no método proposto. De certa forma a discussão póstuma de Merriam e Fahrig (1984) e Forman e Godron (1986) ainda ocorre e a pergunta permanece: a conectividade estrutural seria dissociável da conectividade funcional, e vice-versa?

Nesta última década muitos estudos que afirmam trabalhar na linha da conectividade funcional usam como abordagem a avaliação do comportamento de uma espécie alvo diante de

várias fontes de habitats permeadas por uma matriz e unidas (ou não) por elementos conectivos, como corredores e *stepping stones* (KEITT et al. 1997; BUNN & KEITT, 2000; URBAN & KEITT, 2001; JORDÁN et al. 2003; PE'ER et al. 2005; JORDÁN et al. 2007; HEPCAN et al. 2009; MAGLE et al. 2009; SAURA & TORNÉ, 2009; VASAS et al, 2009; GARCÍA-FECED et al. 2011). Já a conectividade estrutural, é trabalhada costumeiramente através de métricas que analisam a existência e a viabilidade de elementos estruturais da paisagem (manchas de habitat) (COOK, 2002; ADRIAENSEN et al. 2003; HARGROVE et al. 2004; ROUGET et al. 2006; VUILLEUMIER & METZGER, 2006; MASON et al. 2007; UY & NAKAGOSHI, 2007; BODE et al. 2008; GOETZ et al. 2009; PINTO & KEITT, 2009).

Alguns autores, como Cook, (2002) e Goetz e colaboradores (2009), afirmam que as respostas obtidas pela análise da estrutura só serão válidas se aferidas a partir do conhecimento de critérios ligados a espécies, seja pelas características comportamentais, seja pela viabilidade do habitat, isto é, pela conectividade funcional. Sem dúvida, ressaltar os aspectos funcionais da conectividade e fazer medidas de acordo com essa concepção permitem entender melhor questões como a dinâmica da paisagem, o movimento da biota, a especiação geográfica (ROUGET et al. 2006), as diferentes respostas das espécies as fontes heterogêneas de habitat (PE'ER et al. 2005) e o efeito resgate (HARGROVE et al. 2004), mas os estudos de forma geral respondem por uma única espécie e a efetividade dos corredores ainda é pouco conhecida (BEIER & NOSS, 1998; LANG & BLAKSCHKE, 2009).

Para planejamentos que visam o manejo de amplas paisagens, cujas decisões recairão não sobre um, mas sobre todos os elementos e componentes da paisagem, essa estratégia pode ser inviável. Alguns dos estudos tipificam essa afirmação, como por exemplo, de Jordán e colaboradores (2003) que admitem que a experimentação da conectividade funcional é um problema enfrentado por muitos pesquisadores. Pe'er e colaboradores (2005) e Pinto e Keitt, (2009) ressaltam a dificuldade de prever a rota de dispersão para uma espécie específica, então pressupõe-se que estabelecer relações para um conjunto de espécies deve ser muito mais difícil, já que elas respondem de diferentes maneiras às fontes de habitat e rotas, ou seja, aos estímulos.

As perspectivas referentes ao conceito de conectividade são difíceis de serem determinadas, porque a literatura vem acrescentando novas terminologias sobrepostas aos conceitos anteriores, como a divisão da conectividade funcional em real e potencial, conforme defendem Calabrese e Fagan (2004). A conectividade real consiste em estudos cujos processos foram medidos, ou seja, por experimentação em campo, enquanto que a conectividade potencial refere-se as medidas de estrutura da paisagem que fornecem base para a interpretação das funções ocorrentes no meio (CALABRESE & FAGAN, 2004; GARCÍA-FECED et al. 2011). Para este estudo, a proximidade das definições de conectividade estrutural e conectividade funcional potencial demonstra a dificuldade do debate sobre os tipos de conectividade. Entretanto, as próprias definições tornam evidente que a conectividade implica tanto em medidas de funcionalidade quanto de estrutura da paisagem (TISHENDORF & FAHRIG, 2000; ROUGET et al. 2006; SAURA & TORNÉ, 2009; SAURA et al. 2011), dependendo dos objetivos de planejamento que se deseja alcançar.

O desafio do planejador é definir estratégias de conectividade, seja estrutural, funcional ou integradora, capazes de conduzir decisões e propor ações de manejo que melhor se aproximem das condições ideais de conservação biológica. Para tanto, ele deve focar muito mais na obtenção real de um elo entre pesquisa e prática do que na tentativa de tipificar a conectividade segundo sua abordagem metodológica.

- *A conectividade através de corredores*

A conectividade pode ser alcançada através de inúmeras estratégias como, por exemplo, pela conservação ou implementação de *stepping stones*, corredores ecológicos, manutenção de fragmentos florestais ou de reflorestamentos mistos (HILTY et al. 2006). A literatura científica cita, com grande frequência, que uma das mais importantes estratégias é a manutenção de corredores fluviais somados as matas ciliares (corredores ecológicos), isto porque costumam ser sistemas heterogêneos, capazes de perceber o gradiente biofísico da paisagem e promover uma

diversidade de habitats e refúgios (NAIMAN, et al. 2005; ROUGET, et al. 2006) e conseqüentemente estes corredores são guias naturais de flora e fauna (COOK, 2002; NAIMAN et al. 2005).

Em situações de fragmentação da floresta o corredor ecológico pode ser entendido como “avenidas” por onde os animais podem “viajar” entre fragmentos florestais, plantas podem se propagar, trocas gênicas podem ocorrer (WALTER & RAIGHED, 1997 *apud* HILTY et al. 2006). Para Hilty e colaboradores. (2006) os corredores ecológicos podem ser tanto área de vegetação natural conservada ou alterada como vegetação introduzida. Já para Rouget e colaboradores (2006) os corredores são compostos somente de vegetação natural que intersecta o gradiente de uso promovendo a conectividade. Corredores também são interpretados como qualquer espaço identificado por uma espécie como elemento facilitador de movimentos entre manchas de habitats separados, movimentos os quais podem ocorrer em minutos, horas ou por gerações (HILTY et al. 2006; PINTO & KEITT, 2009).

De forma geral, como já citado, o conceito de corredor ecológico está tradicionalmente associado à possibilidade da mobilidade de espécies de fauna, ou seja, são vistos como facilitadores de movimentos entre ecossistemas e conectores de populações (PEREIRA et al. 2007). O aumento da disseminação de espécies entre regiões, ao manter viável o fluxo gênico entre populações (HARGROVE, et al. 2004; HILTY, et al. 2006), pode conduzir tanto a movimentação de espécies especialistas quanto de espécies generalistas (VILES & ROSIER, 2001; HARGROVE et al. 2004; NAIMAN et al. 2005; ROUGET et al. 2006). Para espécies especialistas o sucesso do corredor indica uma movimentação de espécies muito restrita, sensíveis a modificações no habitat e a fragmentação (VIEIRA DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004), porque são espécies que possuem preferência alimentar muito limitada (monófagos ou oligófagos) e que se restringem a áreas de estrutura vegetacional específica (BEGON et al. 2007). Por outro lado, para as espécies generalistas o sucesso do corredor indica a propagação de espécies não restritivas, com alta vantagem competitiva, que podem incluir espécies vetores de doenças e com comportamento de invasoras (VILES & ROSIER, 2001; HARGROVE, et al. 2004; KEELEY, 2006; BEGON et al. 2007; LEES & PERES, 2008; LANG & BLAKSCHKE,

2009). As espécies generalistas embora também possuam preferências, tem amplitude maior de alimento (polígrafos) e muitas vezes dispõem suas preferências em ordem de escolha (BEGON et al. 2007), conseguinte são espécies que melhor se adaptam ao ambiente fragmentado. Em suma, podem existir diferentes respostas para o manejo dos corredores ecológicos, ora preservando as funções ecológicas importantes para o equilíbrio do meio, ora induzindo ou introduzindo condições adversas para essas funções e a saúde humana (ROUGET et al. 2006).

Desta forma, para cada espécie há um conjunto específico de características que condiciona a conectividade, ou seja, ela é específica por espécie (TISHENDORF & FAHRIG, 2000; ROUGET et al. 2006; SAURA & TORNÉ, 2009; SAURA, et al. 2011). Assim, as estratégias de manejo para corredores ecológicos deveriam ser construídas pela somatória das respostas funcionais para o maior número possível de espécies existentes na paisagem. Esse é o argumento de vários autores que trabalham sob a perspectiva da conectividade estrutural, mas que relevam a possibilidade de selecionar espécies para servirem como elemento chave na interpretação da conectividade (TISHENDORF & FAHRIG, 2000; ROUGET et al. 2006). Para tanto, o caminho proposto é verificar as possibilidades de movimento da(s) espécie(s) selecionada(s) através da estrutura da paisagem definida pelas características específicas de uso da terra e de cobertura vegetal natural. Porém, para essa proposta há um outro complicador. Os indivíduos de uma mesma espécie podem responder de formas diferentes às várias fontes de habitat, podendo ser atraídos ou não para uma determinada estrutura da paisagem (PE'ER, et al. 2005; PIRES, et al 2002; VIEIRA DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004; PARDINI & UMETSU, 2006; PASSAMINI & FERNANDEZ, 2011).

Para quem trabalha com planejamento ambiental, quase sempre envolvido com extensas áreas e sob a perspectiva de recuperação de toda a paisagem, como uma bacia hidrográfica, a abordagem do conhecimento de espécie por espécie é praticamente inviável, muito menos de indivíduo para indivíduo. Por essa razão, muitas generalizações são feitas a partir da análise da estrutura da paisagem, supondo que quanto mais impactante o uso antrópico para o ambiente menor a possibilidade de manutenção do fluxo entre espécies. Sob essa visão estão incluídos dos invertebrados aos grandes mamíferos e, sem dúvida, as medidas de manejo que objetivam

aumentar a conectividade nos corredores da paisagem são bastante abrangentes, comumente visando atenuar o atrito ou barreiras desses usos nas faixas ribeirinhas. Os planejadores usam a lógica de que os indivíduos tendem a usar as rotas de menor hostilidade (PINTO & KEITT, 2009) e que se o manejo diminuir o atrito, a paisagem prognosticada deverá ser mais condizente com a resiliência das populações ocorrentes no espaço físico (KENDALL, et al. 2000). Assim consideram que uma única alternativa é válida para toda a paisagem ou bacia hidrográfica. Evidentemente, isso conduz a erros, pois como citado por Gustafson e Gardner (1996), prever a rota de dispersão é difícil, sendo incerta mesmo para uma espécie focal.

Assim, os trabalhos existentes são elaborados para arranjos espaciais e características biofísicas exclusivas (LANG & BLAKSCHKE, 2009), além de frequentemente serem restritos a uma espécie. A especificidade desses trabalhos dificulta as repetições em áreas diferentes ou mesmo na extrapolação para áreas que se estendem por um território. Portanto, não são suficientes para sustentar o manejo de grandes áreas, os quais necessitam, por exemplo, reproduzir informações de áreas pontuais para todo o contexto da bacia hidrográfica a que pertencem. Neste sentido, a literatura cita a modelagem matemática como uma estratégia capaz de compreender e trabalhar a paisagem através de generalizações controladas e simuláveis (COOK, 2002; GOETZ et al. 2009).

- *Modelagem de Corredores*

A modelagem de corredores ecológicos consiste em estratégias matemáticas de simplificação dos comportamentos de espécies – conectividade funcional (JORDÁN et al. 2003; JORDÁN et al. 2007) ou das interações previstas pelos padrões espaciais – conectividade estrutural (KEITT et al. 1997). Em outras palavras, modelar um corredor é transformar um evento no seu interior em variáveis cujas interações são expressas em equações matemáticas de otimização ou simulação. Pode-se, por exemplo, definir uma regra de restrição de comportamento, como capacidade de movimento de uma espécie, baseada na associação das

métricas número de indivíduos de uma espécie por mancha florestal e distância entre manchas florestais (PARDINI et al. 2010). Estas regras funcionam como uma sentença matemática cujo resultado define a necessidade ou não da recuperação de um corredor em uma porção do território. Obviamente que essas regras não são as únicas que respondem a movimentação real de um indivíduo de uma espécie em uma paisagem, mas o recorte dado é definido pelo planejador segundo as necessidades do trabalho proposto e, sempre tentando chegar o mais próximo da realidade.

Os modelos costumam dispor de uma solução ótima, a solução idealizada pelo planejador como o melhor cenário de conectividade para a área ou, pelo menos, o cenário viável. Existem hoje muitos *softwares* para a modelagem de corredores ecológicos, que auxiliam nessas avaliações. Lang e Blakschke (2009) descrevem métodos de modelagem disponíveis nos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Magle e colaboradores (2009) fazem uma análise comparativa de alguns desses métodos para o ArcGis (ESRI). A modelagem por SIG é, na maioria das vezes baseada nos padrões estruturais da paisagem e, em alguns casos, como no método de construções de rotas (*Network Analyst*) do ArcGis, permitem a entrada do comportamento de indivíduos. Entretanto, as condicionantes (sentenças) que modulam os algoritmos em geral não estão disponíveis, dificultando a análise dos resultados. Outros dois *softwares* que fazem análises baseadas nos padrões de composição e estrutura da paisagem são: o FRAGSTAT (MCGARIGAL & MARCKS, 1995) que opera análise binária e em *fuzzy*; e o GUIDOS, desenvolvido pelo *Institute for Environmenta and Sustainability of European Commission*, que também opera em análises binária e *fuzzy*, mas inova com maior variabilidade de ferramentas e com a proposta de avaliação dos padrões espaciais morfológicos – MSPA [*Morphological Spatial Pattern*], o qual se baseia em conceitos da geometria e em componentes da conectividade (VOGT, 2009).

A literatura segue com frequência o método de modelagem de Gustafson e Gardner (1996), que calcula a probabilidade de movimento. O objetivo destes autores foi definir os efeitos das mudanças na paisagem no fenômeno de dispersão de espécie e, avaliando a percolação entre manchas, determinar as facilidades e barreiras para a movimentação. Dentro dessa lógica o

método visualiza os corredores potenciais, ou os locais de maior probabilidade de movimento. Outro importante método, também muito empregado é o de Keitt e colaboradores (1997), que utiliza a modelagem via Teoria dos Grafos para definir as rotas de dispersão mais prováveis, para uma espécie. Os autores trabalharam sobre a premissa de que a menor distância é o fator mais importante para a conectividade. Eles modulam a conectividade em *raster*, onde cada *pixel* é julgado e valorado como habitat e não-habitat, sendo todo não-habitat barreira e, portanto, com valor zero. Em 2000, Bunn e Keitt atualizaram a metodologia de Keitt e colaboradores (1997), incluindo o método de remoção de pontos de conexão (vértices), para julgar a importância real de cada ponto para a conectividade de toda a área. Este método é hoje o mais aceito e copiado em todo o mundo (JORDÁN et al. 2003; VUILLEUMIER & METZGER, 2006; JORDÁN et al. 2007; UY & NAKAGOSHI, 2007; PINTO & KEITT, 2009; SAURA E TORNÉ, 2009; VASAS et al. 2009; GALPERN et al. 2010). Existem, inclusive, *softwares* construídos sobre este modelo, como o *Corridor Design* (MAJKA et al. 2007) e o *Conefor Sensinode* (SAURA E TORNÉ, 2009).

Apesar da recente utilização da modelagem via grafos na ecologia da paisagem, com Cantwell (1993), a teoria não é nova, com seu início no século 18 através do trabalho pioneiro do matemático suíço Leonhard Euler (HAYES, 1969). Dada sua simplicidade e rapidez na análise de dados, a teoria ganhou ampla utilização em diversas áreas de conhecimento, tais como geografia, tecnologia de informações, computação, administração e logística (URBAN & KEITT, 2000; BUNN & KEITT 2000 e CORMEN et al. 2002). Ela consiste em uma rede de conexões (*network*), formado de pontos e linhas, isto é, o Grafo (G) é composto de vértices/nós (V) e de arcos (A). Os vértices são pontos pré-definidos que carregam alguma informação comum, como por exemplo, os pontos de ônibus de uma cidade ou, para a ecologia de paisagens, as manchas de habitat. Já os arcos são as ligações entre os vértices, por exemplo, as ruas e avenidas ou os corredores ecológicos.

A formulação básica dos grafos consiste em dividir um dado problema em uma sequência de subproblemas independentes, cuja resolução individual tem implicação direta nos subsequentes (programação dinâmica, método recursivo) (CORMEN et al., 2002). Retomando o

exemplo inicial de modelagem, para uma paisagem fragmentada o grafo analisa a capacidade de movimento de uma espécie (fator conectividade) para cada mancha, em relação a todas as demais, isto é, a cada rodada ele elege uma mancha (subproblema), analisa e tabula o menor fator conectividade dela para as demais manchas. No final de cada rodada, repete-se o processo para a mancha seguinte de forma similar até a última mancha, ou seja, como método recursivo até que todos os dados sejam tabulados e uma solução ótima possa ser obtida. Neste sentido, para que a conectividade de uma paisagem seja modelada via grafo é necessário que o evento a ser simplificado possa ser quebrado em subproblemas.

Os principais tipos de grafos utilizados na ecologia de paisagem são os grafos cíclicos, isto é, aqueles que possuem todos os vértices conectados e os arcos se fecham como um diamante (Figura 1 – grafo cíclico). Fortin e Dale (2005) descrevem quatro importantes tipos de grafos, dois acíclicos e dois cíclicos. Entre eles, três são mais utilizados: um, acíclico, baseado na identificação do vizinho mais próximo, pouco complexo e que consiste na dupla ligação (ida e volta) entre dois pontos; outro, também acíclico, de complexidade moderada, chamado Árvore Geradora Mínima, onde todos os vértices se conectam e com ausência total de ciclos (*cycles*); e um cíclico, mais complexo, que conecta todos os vértices, inclusive formando ciclos. De um modo geral, os grafos cíclicos são usados quando a distância mínima entre manchas é o fator mais importante para a conectividade e, eventualmente quanto a resistência à matriz é irrelevante, como por exemplo o trabalho de Keitt e colaboradores (1997). Outra utilização é para definir as múltiplas possibilidades de rotas de dispersão a partir do cerne de uma mancha. Esta é a proposta mais representativa na literatura (BUNN & KEITT 2000; URBAN & KEITT 2001; JORDÁN et al 2003; JORDÁN et al 2007), isto porque está baseada na hipótese de que: se os corredores atenderem as espécies específicas de cerne de mancha então todas as demais espécies poderão ser contempladas pela conectividade. Desta forma, a maioria dos trabalhos posiciona o vértice no epicentro da mancha de habitat (Figura 1), como por exemplo o trabalho de Urban e Keitt (2001). Os grafos acíclicos, por outro lado, são raramente utilizados e quando aplicados costumam definir os vizinhos geometricamente mais próximos (Figura 1), como exemplificado por Fortin e Dale (2005). Apesar de pouco usados, eles são boas representações de redes de conexões abertas. Especificamente, o método da Árvore Geradora Mínima, o qual parece ser um caminho relevante

para interpretar o comportamento dos corredores ecológicos definido sobre os desenhos naturais dos cursos de água. Isto porque, respondem sobre todos os caminhos de menor “custo” (menor fator de utilidade para a conectividade) possíveis, mas não fogem da sequência de arcos que coincidem com a hierarquização da rede fluvial. Em contrapartida, métodos baseados nos grafos cíclicos permitem o fluxo aleatório, através dos ciclos, que efetivamente não representa a realidade de um corredor ecológico. Este é o desafio deste estudo, de interpretar a conectividade em corredores ecológicos alicerçada em aspectos estruturais e funcionais da paisagem modelados através de um grafo acíclico, acreditando que as respostas obtidas possam auxiliar as decisões sobre manejo de forma a ampliar a conectividade e a conservação biológica de uma paisagem.

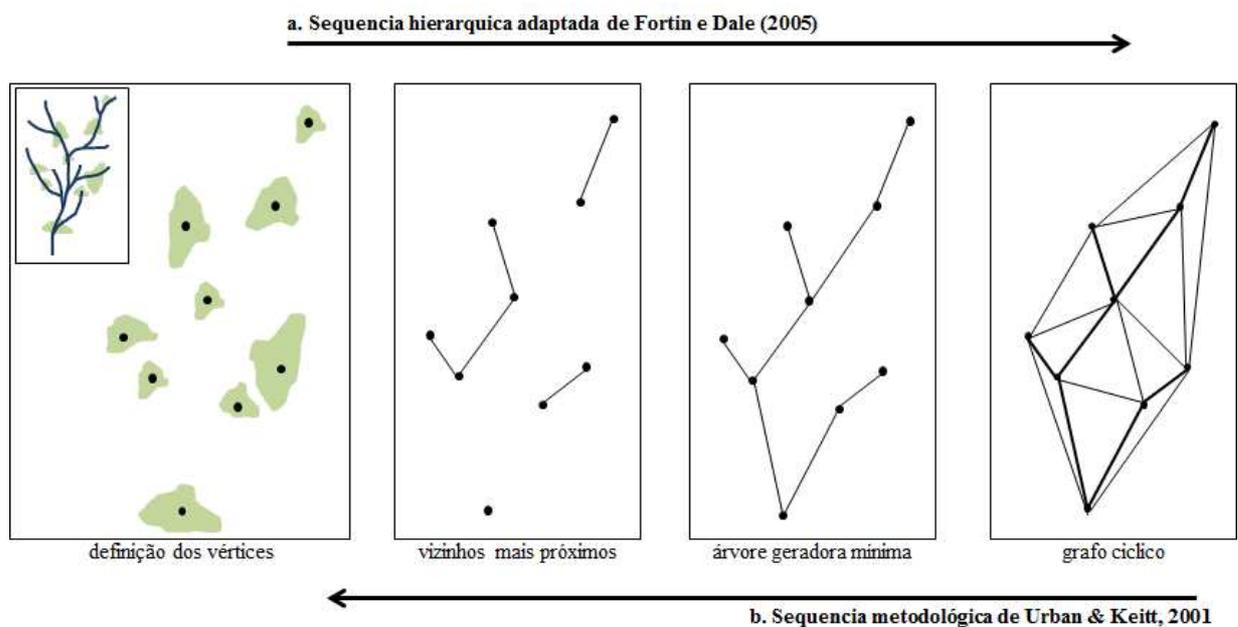


Figura 1. Modelagem de corredores via grafo. Principais tipos de grafos usados em ecologia de paisagens. Adaptado de Fortin & Dale (2005)

4. Material & Métodos

4.1. Área de estudo

Foram selecionadas três áreas de estudo que representassem um gradiente de conservação, a fim de definir a sensibilidade da modelagem proposta neste estudo às pequenas mudanças entre os usos e ocupações do território. As áreas englobam os municípios de Cotia e São Lourenço da Serra, São Paulo (23° 39' - 23° 48'S; 47° 01' - 46° 55'W) e correspondem a três sub-bacias hidrográficas (Figura 2) avaliadas somente em relação ao corredor ecológico (detalhes a; b; c da figura 2). Desta forma, para que estas áreas atendessem o objetivo de atestar o método, elas foram definidas a partir de uma série de critérios de semelhança biofísica e socioeconômica, diferentes somente por grau de conservação ambiental explicitamente definido (Tabela 1).

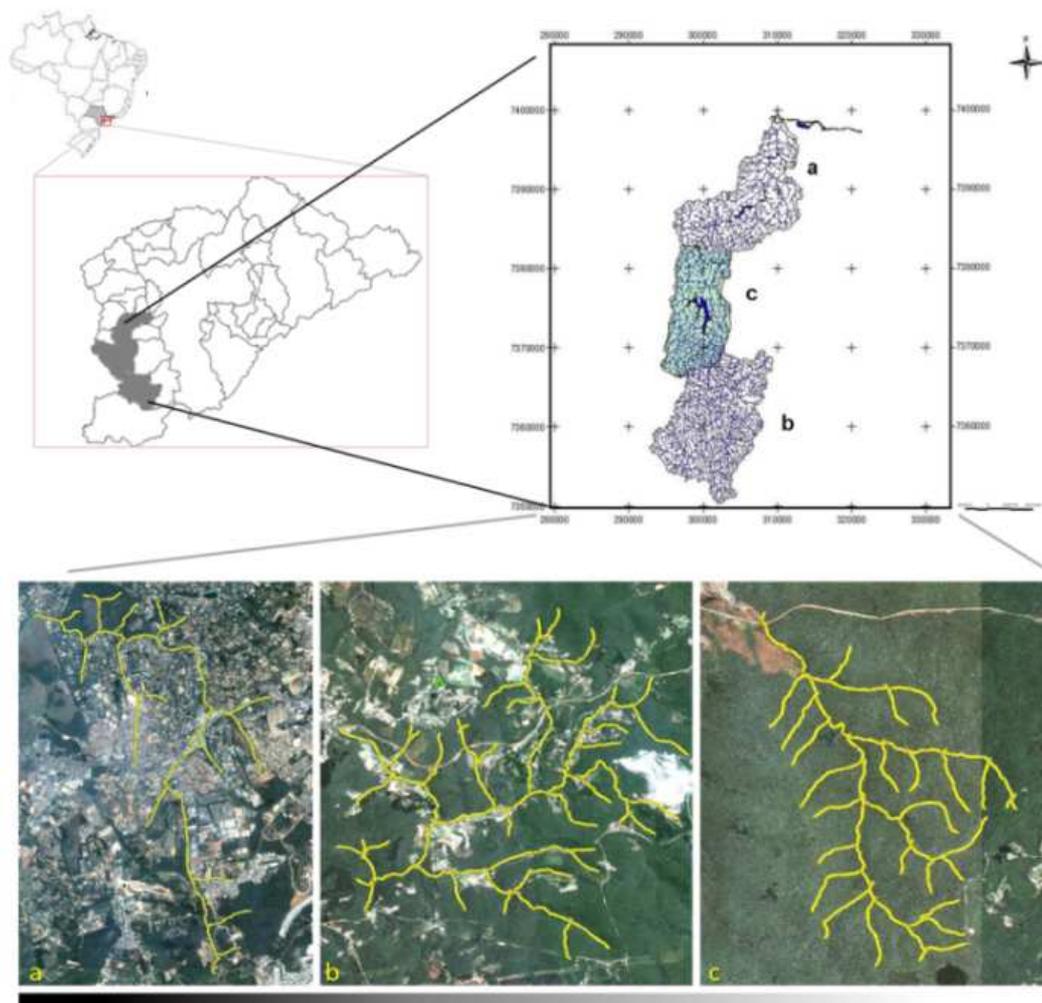


Figura 2. Representação das áreas de estudo (a) sub-bacia hidrográfica do Baixo Cotia (baixo grau de conservação); (b) sub-bacia hidrográfica do Alto São Lourenço (médio grau de conservação) e; (c) sub-bacia hidrográfica do Alto Cotia, área referência (alto grau de conservação)

O critério de configuração biofísica e socioeconômica (critério 1, Tabela 1) foi definido a partir dos dados demográficos do SEADE, de 2009, e também pelo trabalho de Metzger e colaboradores (2006) com dados específicos para a área de referência (sub-bacia do Alto Cotia/ Reserva Florestal do Morro Grande). Este critério foi estabelecido para que aspectos como geomorfologia, clima, índice de responsabilidade social - IRPS (perfil socioeconômico) entre outros, fossem controlados e não interferissem na interpretação dos resultados. Já o critério 3 foi

delimitado pela hierarquização das sub-bacias hidrográficas, construída de acordo com o raciocínio de Strahler, isto é, dois canais fluviais de mesma ordem resultam no aumento de ordem para o canal principal subsequente e canais de ordens diferentes não alteram a ordem do sucessor (COELHO NETTO & AVELAR, 2007). Por fim, os critérios 2 e 4 foram definidos pelo nível de conservação, incluindo a identificação de uma área de conservação máxima, verificado pela análise de imagens de satélite em ArcGis. A área em melhor estado de conservação deve servir como área referência e apontar o grau de sensibilidade do método para diferenças sutis entre manchas florestais.

Tabela 1. Critérios para o recorte das áreas de estudo

Critérios	
1	Sub-bacias semelhantes em configuração biofísicas e socioeconômicas e próximas entre si;
2	Com um gradiente de conservação observado pela estrutura da paisagem (grau de conservação);
3	Sub-bacias de tamanhos semelhantes e rios de mesma ordem;
4	Ocorrência de uma sub-bacia que possa ser usada como área de referência (Alto grau de conservação da vegetação natural, com muito pouca ou nenhuma fragmentação)

A aplicação de tais critérios resultou na caracterização das 3 áreas de estudo adjacentes, conforme a tabela 2. As áreas de estudo pertencem ao Planalto Atlântico Paulistano, com cotas máximas de até 1100 m e vales entre 850 - 900m. O clima é Temperado Quente e Úmido, com precipitações médias de 1339 mm/ano (METZGER et al. 2006). Os usos ocorrentes nas sub-bacias de baixa e média conservação favorecem a fragmentação e alterações na cobertura vegetal em toda sua extensão, enquanto a sub-bacia de alta conservação compreende a Reserva Florestal do Morro Grande – RFMG, importante remanescente de Mata Atlântica.

Devido as amplas altitudes, a expansão urbana regional ocorreu de forma lenta, e associada aos ciclos do açúcar e do café paulista. Porém, outros quatro importantes momentos conduziram a fixação do homem na terra, no século XVII pelas bandeiras e no século XX pelo

cinturão caipira, pelo cinturão hortifrutigranjeiro e pela produção de lenha e carvão. Este último momento está associado à construção da estrada de ferro Sorocabana – ligação ferroviária Mairinque – Santos (METZGER et al. 2006).

A caracterização histórica explica a existência de uma das maiores e mais bem conservadas extensões florestais urbanas do Planalto Atlântico Paulistano, a Reserva Florestal do Morro Grande, criada em 1979 (Lei Estadual nº. 1.949), visando a preservação da fauna, flora e, em especial, dos mananciais. Esse patrimônio é administrado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), foi também, tombado em 1981 pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado - CONDEPHAAT (Resolução nº. 21 de 20/06/1981) e reconhecido pela UNESCO, desde 1994, como parte da Reserva da Biosfera – Cinturão Verde do Estado de São Paulo (METZGER et al. 2006).

A Reserva contém o sistema produtor do Alto Cotia, que abastece entre 400 e 500 mil habitantes da Grande São Paulo e um mosaico de florestas em avançado estágio sucessional e de regeneração (METZGER et al. 2006).

Tabela 2. Discriminação dos principais critérios por área

CRITÉRIO		SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS		
		Alto Cotia (AC)	Alto São Lourenço (SL)	Baixo Cotia (BC)
1	Cobertura Vegetal	Floresta Ombrófila Densa Montana; Predomínio de estádios médios e avançados	Floresta Ombrófila Densa Montana; Predomínio de estádios médios e avançados	Floresta Ombrófila Densa Montana; Predomínio de estádios primário e inicial
	Clima	Temperado e úmido	Temperado e úmido	Temperado e úmido
	Geomorfologia	Escarpas festonadas, morros, morrotes alongados e espigões	Escarpas festonadas, morros, morrotes alongados e espigões	Morros, morrotes alongados e espigões
	Ordem	3ª ordem	3ª ordem	3ª ordem
	Cotas	Máximas de 1100m e vales entre 850-900m	Máximas de 1100m e vales entre 850-900m	Máximas de 1100m e vales entre 850-900m
	PIB	-	Terciário Simples	Industrial Complexo
	IPRS	-	IPRS 2 - nível de riqueza elevado e indicadores sociais ruins	IPRS 2 - nível de riqueza elevado e indicadores sociais ruins
	TCD	-	1,39% a.a	3,05% a.a
2	Grau de conservação	alto	médio	baixo
3	Área total: Área ocupada pela sub-bacia hidrográfica	1144ha	1779ha	1496ha
	Área de APP: 30m ao longo das margens do rio	539,30Km	817,74Km	790,12Km
4.	Percentual de floresta na área de preservação permanente (APP) marginal aos rios	99,9%	51,5%	37,5%

PIB – Produto Interno Bruto; IPRS – Índice de Responsabilidade Social TCD – Taxa de Crescimento Demográfico

Fonte: SEADE (2011) e Metzger *et al.*, (2006)

4.2. Proposição Metodológica

O planejamento ambiental de grandes bacias hidrográficas lida com o manejo de uma infinidade de cursos de água e, conseqüentemente, uma ampla gama de possibilidades de tipos e priorização de manejo para seus corredores ecológicos. Hoje, os modelos que dão suporte a tomada de decisão quanto a definição dos corredores prioritários de manejo são, na sua maioria, do tipo “caixa preta” e definem uma única solução ótima. Entretanto, para o planejador ambiental é preciso flexibilidade para a tomada de decisão, além de um modelo que permita trabalhar com premissas específicas para cada porção de área a ser planejada. Neste sentido, o protocolo metodológico desenvolvido neste trabalho visou responder a essa limitação, ou seja, pretendeu-se definir um modelo de tomada de decisão capaz de identificar a maior quantidade possível de cenários para os corredores ecológicos de uma paisagem.

Para a modelagem matemática assumimos como premissas o enfoque da conectividade estrutural e as especificidades de um grupo taxonômico de amplo conhecimento e sensível a paisagens fragmentadas: os pequenos mamíferos. Ambos os elementos, corredores ecológicos e pequenos mamíferos foram avaliados através de componentes chaves para o suporte à decisão: os tipos de uso da terra por trecho de rio e a condição que estes segmentos proporcionam (adequação) para abrigar pequenos mamíferos (figura 3).

Desta forma, o modelo é composto de 3 principais etapas (figura 3). A primeira consistiu em identificar todos os componentes de suporte e dar a cada um deles um valor que correspondesse a importância de cada componente à conectividade: fator utilidade, ou seja, aqueles usos, ocupações e estágios sucessionais da vegetação que compõem estruturalmente o corredor ecológico foram reconhecidos e avaliados em relação à especificidade dos pequenos mamíferos. Em seguida foi definida a seqüência e o arranjo espacial destes componentes, o que foi possível através de um algoritmo de avaliação estocástica baseado na Teoria dos Grafos, permitindo medir a utilidade de cada possível corredor para a paisagem. Na terceira etapa foi

medida a importância dos segmentos que compõem o corredor, sendo que as áreas de baixa utilidade representam barreiras para o sucesso dos corredores ecológicos.

Os programas, *softwares* e imagens de satélites utilizados para o desenvolvimento da proposição metodológica estão descritos na tabela 3.

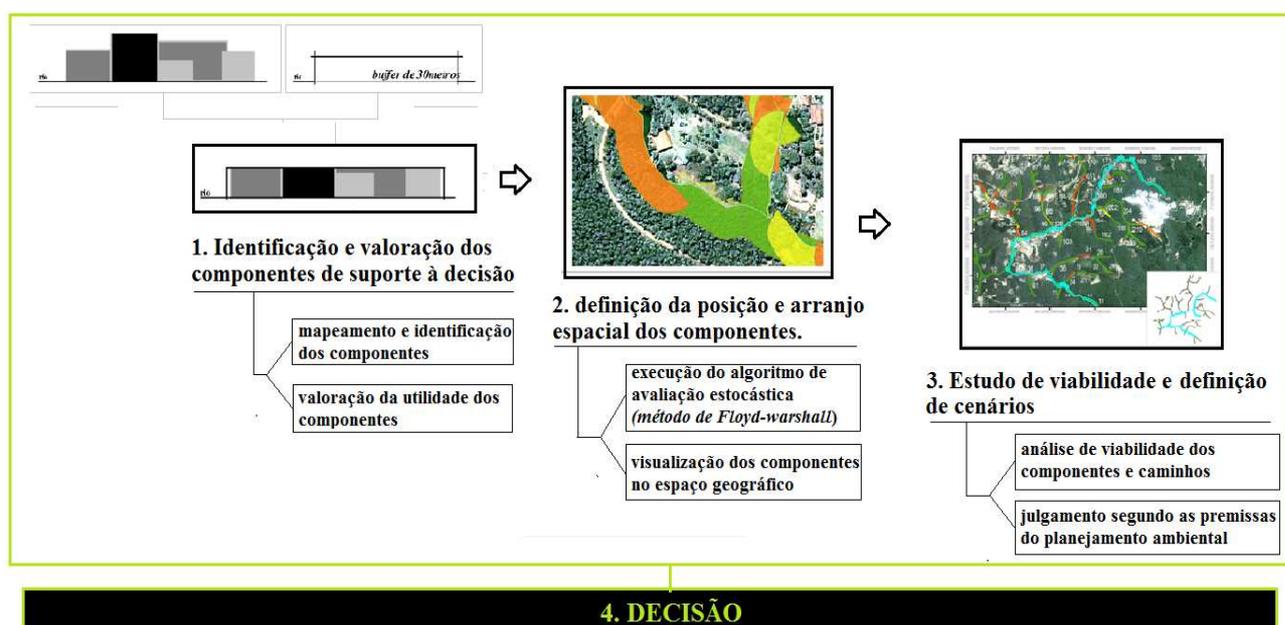


Figura 3. Diagrama de componentes de suporte à tomada de decisão

Tabela 3. Identificação dos materiais necessários para o protocolo metodológico

	MATERIAL	INFORMAÇÕES	
SOFTWARE	ArcGIS, 9.2	LICENÇA: Laboratório de Planejamento Ambiental LAPLA/UNICAMP	
	MINITAB 15		
IMAGEM DE SATÉLITE	IKONOS	PROCEDÊNCIA	Companhia de Saneamento Brasileiro do Estado de São Paulo – SABESP
		RESOLUÇÃO	1m X 1m
		FORMATO	TIF
		ANO	2002
	ARTICULAÇÃO (posicionamento das cenas IKONOS no espaço geográfico)		
PROGRAMA	Grafo baseado no método de Floyd-Warshall (customizado)	PROCEDÊNCIA	Desenvolvido em parceria com o Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação – ICMC/USP Departamento de Matemática Aplicada e Estatística
		LINGUAGEM	C
		PLATAFORMA	WINDOWS
		AUTORES	Engenheiro Leandro Mattioli e Bióloga Isadora Rebelo Salviano (Orientação Prof. Dra. Franklina M. B. de Toledo)

- ***Identificação e valoração dos componentes de suporte à decisão***

Os componentes de tomada de decisão (uso, ocupação e vegetação do território), foram mapeados em *software* de informação geográfica ArcGIS. A base para o mapeamento da hidrografia foram as imagens de satélite IKONOS ortorretificadas e georreferenciadas (Tabela 3). O processamento das informações foi realizado em SIG ArcGIS 9.2 no sistema de projeção UTM (Projeção Universal Transversa de Mercador) – zona 23S e Datum SAD-69, em escala de detalhe 1:1000. A base cartográfica digital do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, em escala 1:50.000, serviu de apoio à interpretação.

Os padrões de uso e ocupação da terra foram identificados e mapeadas por classificação manual, no ArcGIS, a partir da função “*Editor*” e com janela visual máxima 1:1.000. Os padrões foram definidos com base na análise de tom, textura e forma, bem como o contexto do entorno. Além disso, o mapeamento foi restrito a área de um *buffer*, adotado de acordo com a área de preservação permanente (APP) prevista na Resolução CONAMA 303 de 2002, que define uma faixa de 30 metros de escoramento para áreas urbano densas (Figura 4). Foram definidos dois *buffers* por sub-bacia, sustentados nas observações de Naiman e colaboradores (2005), de que as espécies terrestres não percebem os corredores ripários bilaterais, ou seja, estas espécies não atravessam as margens dos rios. Os *buffers* foram criados unilateralmente através da ferramenta disponível no ArcToolBox do ArcGIS (*ArcToolBox > Analysis Tools > Proximity > Buffer*).

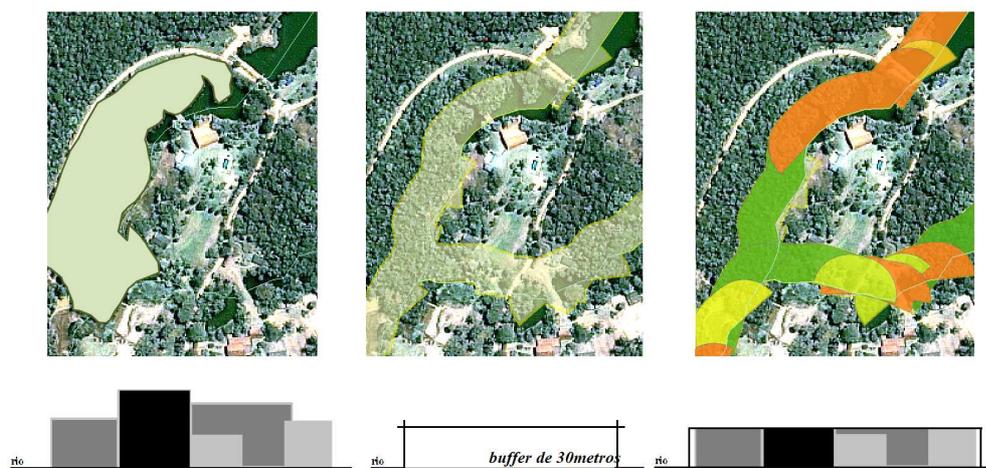


Figura 4. Definição da faixa de 30 metros para mapeamento do uso, ocupação e vegetação do território

Desta forma, foram identificados 7 tipos de usos na área, subdivididos em 22 classes. O detalhamento de cada classe pode ser observado nas legendas descritas na tabela 4 (padrões de uso e ocupação e vegetação). As legendas foram ajustadas com base nos manuais técnicos de vegetação e no de uso e ocupação da terra do IBGE (1991, 1999). O produto desta etapa foi o mapeamento das APPs dos cursos de água das três sub-bacias hidrográficas.

Cada tipo de uso mapeado possui características particulares como, por exemplo, os níveis de evolução de uma floresta ou a origem do solo exposto. Essas características determinam a capacidade de uma mancha ou matriz, seja de vegetação natural ou de uso antrópico, de abrigar uma espécie. Porém, como já citado no referencial teórico, as espécies percebem a paisagem à sua maneira, sendo necessário definir um grupo de espécies para as quais poderia ser especificamente aferida a adequação da mancha como habitat potencial. Neste sentido, os pequenos mamíferos (marsupiais e roedores) especialistas foram selecionados como base para a modelagem dos corredores ecológicos, porque eles são endêmicos no domínio da Mata Atlântica (PIRES et al, 2002; VIEIRA DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004; PADINI & UMETSU, 2006; PASSADINI & FERNANDEZ, 2011), como verificado para a Reserva Florestal do Morro Grande (NEGRÃO & VALLADARES-PADUA, 2006).

Tabela 4. Padrões de uso e ocupação da terra e vegetação para os corredores ecológicos de Cotia e São Lourenço da Serra /SP

Classes	Critérios	Padrões		
ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DAS FITOFISIONOMIAS				
Tipologia: Floresta Ombrófila Densa Montana (FODM)				
vegetação pioneira da FODM	composição/textura: predomínio de herbáceas; porte baixo e poucas espécies; coloração clara e homogênea			
vegetação primária da FODM	composição/textura: arvoretas e herbáceas; porte baixo e poucas espécies; coloração clara e diversificada			
FODM secundária inicial	composição/textura: arvoretas; dossel homogêneo, contínuo e com raras árvores emergentes; porte baixo e poucas espécies; coloração homogênea			
FODM secundária média	composição/textura: árvores e arvoretas; dossel homogêneo, contínuo e com poucas árvores emergentes; porte médio e variabilidade de espécies; coloração diversificada			

USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

Tipologia: Reflorestamentos e Agrupamentos Arbóreos

reflorestamento associado a floresta	composição/textura: árvores dispostas em padrões particulares de plantio dossel semi-homogêneo; porte alto e coloração pouco diversificada			
agrupamentos arbóreos	conjunto de árvores de mesma ou poucas espécies			

Tipologia: Agricultura

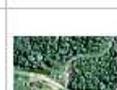
agricultura com cultivo cíclico	composição/textura: herbáceas dispostas em padrões particulares de plantio			
---------------------------------	--	--	---	--

Tipologia: Lagos e Represas

	porções de água acumuladas, natural ou artificialmente			
--	--	---	--	---

Tipologia: Solos Expostos e Campo Antrópico

solo exposto	Áreas desprovidas de cobertura vegetal			
solo exposto em área inundável	áreas desprovidas de cobertura vegetal devido a cota de frequente inundações das redes fluviais, inclusive represamento			
Solo exposto pela mineração	áreas destinadas à extração de minerais organizada a céu aberto			
campo antrópico ou solo de pousio	solos exposto e/ou cobertos de campos limpos ou sujos, em um contexto urbano, inclusive solo em pousio			

Tipologia: Área Urbana				
área urbana consolidada predominantemente residencial com ocupação densa	terras urbanas com predominância residencial densa. quadras pequenas e edificações próximas, em média, entre 8 e 16m			
área urbana consolidada predominantemente residencial com ocupação rarefeita	terras urbanas com predominância residencial. quadras grandes, com agrupamentos arbóreos e edificações próximas, em média, entre 16 e 21m			
área urbana consolidada associada a áreas agrosilvopastoril	terras urbanas com predomínio residencial associado ao rural. áreas de condomínios agrícolas e agricultura familiar			
área urbana consolidada predominantemente industrial	Áreas urbanas definidas para usos industriais			
Tipologia: Sistemas Viários				
via de acesso de 1ª ordem	estradas pavimentadas, pista dupla, de ligação entre municípios e largura acima de 20 metros			
via de acesso de 2ª ordem	estradas ou ruas pavimentadas, de pista simples ou dupla, de ligação entre núcleos populacionais e largura média de 10 metros			
via de acesso de 3ª ordem	estradas ou ruas, sem pavimentação, que conduzam aos núcleos populacionais e largura entre 4 e 10 metros			
via de acesso de 4ª ordem	estradas ou ruas sem pavimentação que conduzam à áreas de atividades agrosilvopastoril e largura entre 4 e 10 metros			
via de acesso de 5ª ordem	caminhos ou trilhas sem pavimentação que conduzam aos núcleos populacionais e largura entre 1 e 3 metros			
via de acesso de 6ª ordem	caminhos ou trilhas sem pavimentação resultantes do abandono de antigas vias de acesso ou utilizadas em atividades de monitoramento, fiscalização e lazer, com			

Fonte: adaptado de IBGE 1999, Vieira, 2010

- *Definição da posição e do arranjo espacial dos componentes de suporte à decisão*

A modelagem foi definida a partir da atribuição de valores de utilidade de um dado uso adjacente a um curso de água (fator utilidade), basicamente relacionado ao seu grau de aptidão para abrigar uma população de pequenos mamíferos. Neste sentido e sobre a perspectiva da modelagem via grafos, as sub-bacias hidrográficas foram definidas como um grafo G composto de arco $A(V_i;V_j)$ e vértices $V(i;j;...;k)$, construído como um grafo acíclico pelo método da árvore geradora mínima. O segmento de curso de água percorrido por uma tipologia de uso representa o arco e todo ponto de intersecção entre usos e mudanças de segmentos de rio representam o vértice (figura 5).

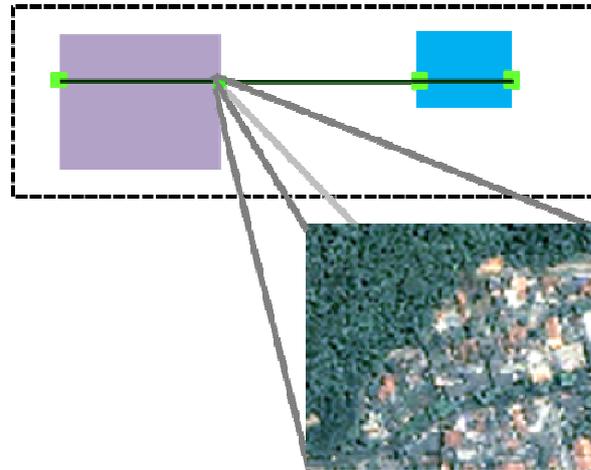


Figura 5. Posição dos vértices nos pontos de intersecção entre manchas

O fator de utilidade, no contexto da Teoria dos Grafos é também referenciado como custo do arco ou matriz de custo, sendo que os ecologistas da paisagem costumam formular a modelagem com base em Urban e Keitt (2001), ou seja, o custo é baseado na distância mínima entre quaisquer dois pontos a partir do centroide das manchas de habitat, formando um grafo

cíclico – ou um grafo em forma de diamante (figura 6). Nessa concepção teórica há uma gama de possibilidades que ultrapassam os limites espaciais dos cursos de água, pressupondo movimentos através de rios não interligados na sequência natural de uma bacia hidrográfica. Entretanto, a proposição metodológica deste estudo considerou exclusivamente o corredor ecológicos e tem como premissa que a adequabilidade das manchas é o fator mais significativo para a conectividade, acima do fator distância a ser percorrida. Por esta razão, se considerou algumas mudanças matematicamente representadas no modelo, que resultaram na interpretação de todos os possíveis caminhos para atingir a conectividade de uma paisagem, respeitando a configuração espacial dos cursos de água.

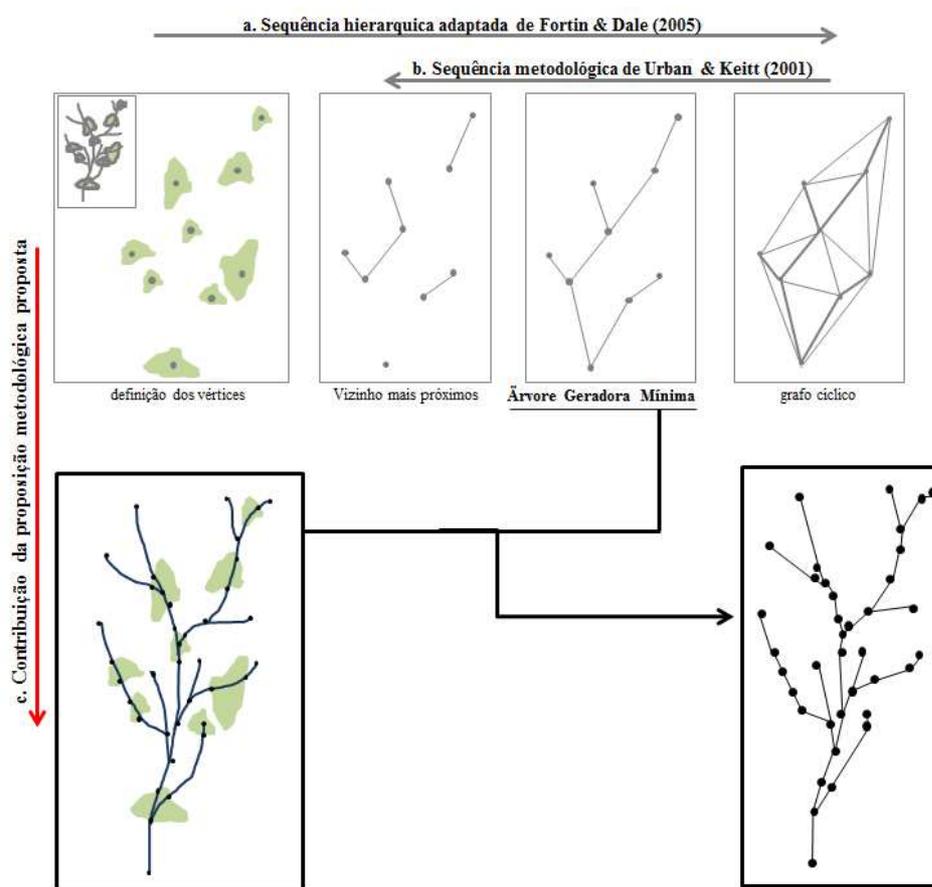


Figura 6. Formas de modelar o grafo. (a) tipos de grafos descritos por Fortin e Dale (2005) conforme sua sequência de complexidade e hierarquia; (b) sequência metodológica de remoção de vértices

definida por Urban e Keitt (2001); (c) em destaque, as diferenças da metodologia proposta neste trabalho em relação a modelagem clássica descrita dos autores “a” e “b”

Em síntese, as mudanças propostas são duas, uma no posicionamento do vértice e outra no tipo de grafo. O posicionamento dos vértices, na maioria dos trabalhos encontra-se no epicentro das manchas de habitat, o que favorece as hipóteses de menor distância, pois parte da distância euclidiana em um raio de 360° e se fixa no vértice vizinho mais próximo. Entretanto, defendemos que os pontos de intersecção entre usos carregam o sucesso conectivo referente ao tipo de uso subsequente e, portanto, o vértice deve ser posicionado nas bordas das manchas e sobre guias naturais de fluxo gênico – os corredores ecológicos. A mudança no tipo de grafo foi definida em resposta ao posicionamento do vértice, isto é, “obrigamos” os arcos a retratarem a configuração espacial dos rios e, por isso, utilizamos o método da árvore geradora mínima (método acíclico). A formação de cíclicos considera uma gama de rotas de dispersão não guiadas pelos cursos de água e por isso a priori não respondem aos corredores ecológicos e as escalas de planejamento ambiental de grandes áreas.

Para a modelagem dos corredores ecológicos foi considerado o fator utilidade como representado pela equação 1, que define a relação entre o tipo de arco (adequabilidade da mancha), o tamanho do arco (distância percorrida de mancha) e o efeito de atrito decorrente do contato entre manchas. Assim, a adequação do uso e da vegetação natural para abrigar pequenos mamíferos, corrigida pelo atrito e atada ao comprimento de rio relativizado ao contexto da sub-bacia (distância real de um segmento pelo segmento máximo) pode ser correlacionada. Quanto maior o custo maior a aptidão da mancha para abrigar uma população.

$$\text{utilidade} = (Adq - Atr)Dij \quad (\text{Equação 1.})$$

utilidade: fator utilidade do arco Aij

Adq: adequabilidade do arco obtido pela matriz adq

Atr = atrito | Adq ≤ 80 Atr = 0

Dij: distância relativa dos nós ij

Sendo que

$$Dij = Dr/Dm$$

Dr: distância real

Dm: distância máxima (curso de água de maior perímetro)

A adequabilidade de cada mancha foi definida como a aptidão dos padrões estruturais para abrigar pequenos mamíferos especialistas, como roedores e marsupiais, ou seja, as manchas foram valoradas segundo os critérios definido por Vieira (2010) de resistência dos pequenos mamíferos a matriz. A resistência a matriz consisti no custo atribuído as manchas em função dos padrões estruturais e, conforme a possível percepção deste grupo taxonômico aos diferentes tipos de uso, ocupação e vegetação da paisagem, ou seja, a partir da oferta de fonte de recurso, habitat ou refúgio. Os pequenos mamíferos especialistas foram selecionados porque percebem as diferenças entre usos e costumam ser utilizados como indicadores de fragmentação por causa da sua sensibilidade a perda de habitat (VIEIRA DE CASTRO & FERNANDEZ, 2004). A adequabilidade varia de 1 a 100, sendo 1 a pior adequabilidade e 100 a adequabilidade máxima (Tabela 5). Em razão da sensibilidade dos pequenos mamíferos, a adequabilidade possui um comportamento de perda de aptidão exponencial (figura 7).

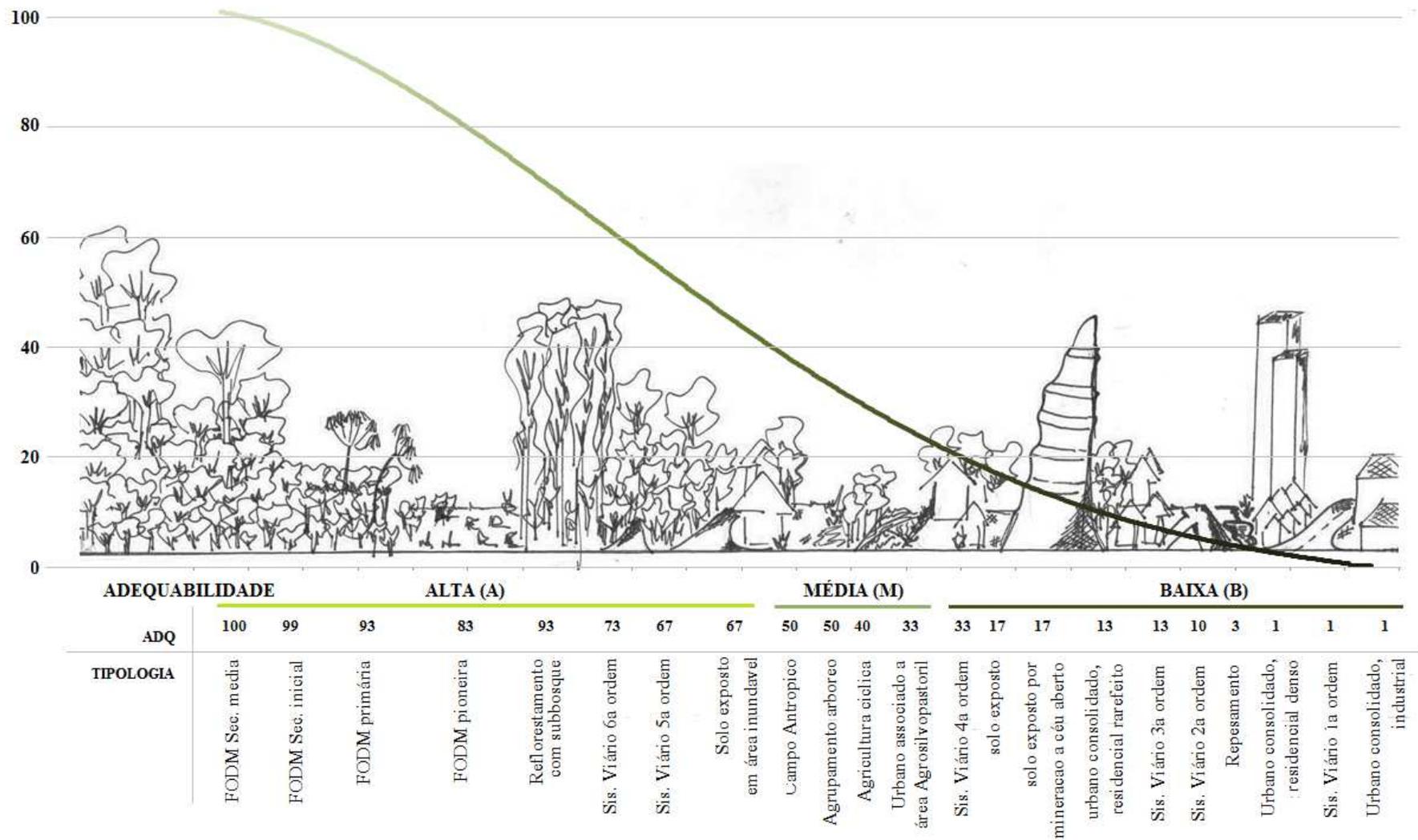


Figura 7. Atribuição de valor à adequabilidade dos padrões de usos e vegetação para a presença de pequenos mamíferos especialistas

As perdas de adequabilidade possuem inicialmente um ritmo quase linear, porque embora haja perdas de estratificação nos diferentes estádios sucessionais, é esperado que a continuidade de dossel garanta uma maior probabilidade de ocorrência dos pequenos mamíferos, da mesma forma que os reflorestamentos. Além disso, vias de 5ª e 6ª ordem dada o seu tamanho e utilização não devem oferecer grandes dificuldades de transposição. Em seguida há uma perda exponencial branda, isto porque são usos de interferência antrópica moderada, agrupamentos arbóreos, campos antrópicos, áreas urbanas com associação agrosilvopastoril ou agriculturas, as quais para algumas espécies podem auxiliar na movimentação, mas para outras não (PIRES et al. 2002). Finalmente, há uma perda acentuada de adequabilidade, ou seja, usos antrópicos altamente impactantes, como áreas urbanas com predomínio industrial ou minerações a céu aberto, onde a grande maioria das espécies não sobrevive e nem atravessa.

Entretanto, os corredores podem ser permeados por diversos padrões de uso tanto ao longo da largura como do comprimento, expressando uma descontinuidade que deve ser representada no modelo (figura 8). A associação de usos pode representar numa certa perda de aptidão devido a pressão negativa de um uso sobre o outro. Por esta razão, generalizações são propostas pela matriz custo de adequabilidade (tabela 5). As generalizações foram definidas em função do uso em contato direto com o rio, assim, na matriz custo da adequabilidade o eixo vertical corresponde ao uso em contato direto com o rio, o eixo horizontal ao uso associado e o eixo transversal àquele sem padrões adjuntos.

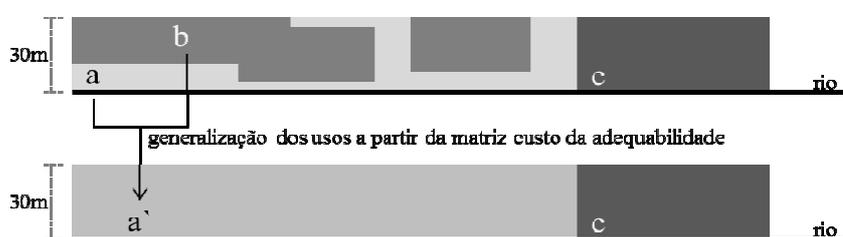


Figura 8. Diagrama de generalização de usos. O uso em contato direto com o rio representa o uso de influência (a), já qualquer uso em contato vertical e dentro do limite de 30 metros representa uso associado (b). A relação dos dois tipos de uso é extraída da matriz de adequabilidade, resultando a adq

(a). Quando não há associações de uso a adequabilidade mantêm o comportamento esperado, ou seja, o eixo transversal da matriz de adequabilidade

Tabela 5. Matriz custo da adequabilidade

		usos associados																					
		ALTA								MÉDIA						BAIXA							
adequabilidade		Vsm	Vsi	Vsp	Vso	Rss	SV6	SV5	Seinu	CA	AA	Acc	AURag	SV4	SE	SEmca	AURc	SV3	SV2	Re	AURd	SV1	AUI
		ALTA	Vsm	100	100	100	100	100	99	99	99	99	99	93	80	80	77	73	73	70	70	70	60
Vsi	99		99	99	99	97	97	97	97	97	97	90	79	79	76	72	72	69	69	69	55	55	55
Vsp	97		96	93	93	95	95	95	95	93	90	93	73	73	63	60	60	20	20	10	1	1	1
Vso	97		96	93	83	90	90	90	90	83	80	83	63	63	53	50	20	20	10	1	1	1	1
Rss	97		96	93	93	93	93	93	93	90	90	93	79	79	76	72	72	55	55	55	55	55	55
SV6	93		90	83	83	93	73	73	73	73	73	90	63	60	60	55	35	30	25	20	1	1	1
SV5	83		80	73	73	83	67	67	67	67	67	80	57	50	50	45	25	20	15	10	1	1	1
SEinu	83		80	73	73	83	63	63	67	55	60	80	33	33	30	17	13	13	10	3	1	1	1
MÉDIA	CA	60	55	53	53	60	45	45	50	50	53	45	33	50	17	13	13	13	3	1	1	1	
	AA	70	65	63	63	70	55	55	60	50	50	55	45	33	50	17	13	13	13	3	1	1	1
	Acc	80	70	60	60	70	40	40	40	40	45	40	40	33	33	17	17	13	10	3	1	1	1
	AURag	43	40	37	37	40	33	33	33	30	35	33	33	33	33	17	13	10	10	10	1	1	1
BAIXA	SV4	43	40	37	37	40	33	33	33	30	35	33	33	33	17	17	17	17	10	17	1	1	1
	SE	33	30	25	25	37	17	17	17	17	20	20	17	17	17	17	17	17	10	17	1	1	1
	Semca	27	20	17	17	27	17	17	20	17	17	20	17	17	17	17	17	17	17	10	1	1	1
	AURc	23	17	13	13	23	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	10	10	10	1	1	1
	SV3	23	17	13	13	23	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	1	1	1
	SV2	20	17	10	10	17	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	1	1	1
	Re	60	60	40	33	50	3	3	33	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	1	1	1
	AURd	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
SV1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
AUI	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Vsm – Floresta Ombrófila Densa Montana (FODM) em estágio secundário médio; Vsi – FODM em estágio secundário inicial; Vsp – vegetação primária; Vso – vegetação pioneira; Rss – reflorestamento com Subosque; SV6- Via de acesso de 6ª ordem; SV5 – via de acesso de 5ª ordem; SEinu – solo exposto em área inundável; CA – campo antrópico; AA – agrupamento arbóreo; Acc – agricultura cíclica; AURag – área urbana consolidada associada a agrossilvicultura; SV4 – via de acesso de 4ª ordem; SE- solo exposto; Semca – solo exposto por mineração a céu aberto; AURc – área urbana consolidada residencial rarefeito; SV3 – via de acesso de 3ª ordem; SV2 – via de acesso de 2ª ordem; Re – represamento; AURd – área urbano residencial denso; SV1 – via de acesso de 1ª ordem; AUI – área urbano industrial.

Além da adequação ao tipo de uso, as espécies de pequenos mamíferos são sensíveis as mudanças abruptas de uso e ocupação, isto é, ao atrito exercido de uma mancha sobre a outra através de um efeito de contato ou efeito de borda (figura 9). O atrito só deve ser percebido pelas espécies em manchas de adequabilidade alta, isto porque o contraste entre usos fica acentuado. Assim, sem a pretensão de medir o efeito de borda, foram atribuídos valores de perdas de adequabilidade como indicativos de atrito entre manchas, mas somente para as ocupações florestais, onde o fenômeno é mais intenso (tabela 6).

O custo final dos arcos para as três sub-bacias hidrográficas foram reinseridos no ArcGis para expressarem no espaço de informação geográfica a caracterização geral dos corredores. Os dados de custo e as coordenadas dos respectivos arcos foram inseridos no SIG por meio de uma tabela do Excel em extensão de documento “.xls”, através da ferramenta de adição (*add > .dbf file > data > export > display XY data*). O primeiro resultado permitiu verificar a veracidade do sistema de valoração do fator utilidade baseando-se na bacia de referência e efetuar os necessários ajustes, obtendo-se a calibração.

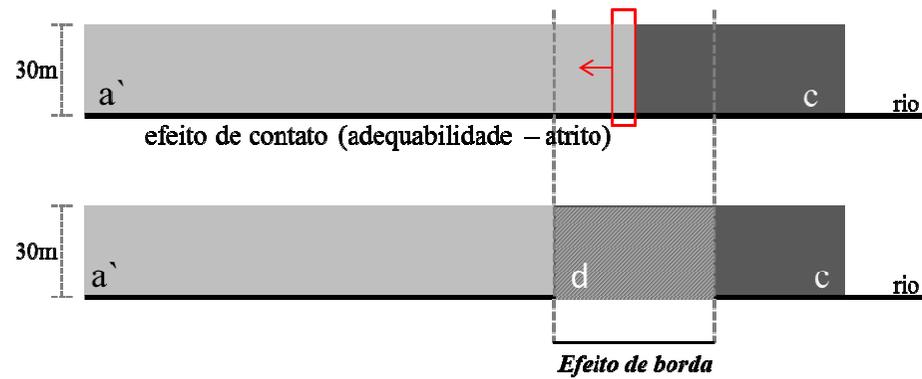


Figura 9 Diagrama sobre o efeito atrito. (a') Vegetação secundária em estágio sucessional secundário médio; (c) agricultura cíclica. A agricultura em contato direto com a floresta oferece um efeito de contato que decresce a adequabilidade do habitat

Tabela 6. Matriz atrito

ATRITO	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,0022	0,0041	0,0012	0,0205	0,0109	0,007	0,0402	0,061	0,07498	0,0829	0,08799	0,09099	0,0929	0,095	0,09701	0,0998	0,1
	FODM secundária média	FODM secundária inicial	FODM primária	FODM pioneira	reflorestamento com associação florestal	Via de acesso de 6m ordem	Via de acesso de 5m ordem	solo exposto em área inundável	campo antropico	agrupamento arbóreo	agricultura cíclica	urbano residencial associada a agricultura	Via de acesso de 4m ordem	solo exposto	solo exposto por mineração à céu aberto	urbano residencial predominantemente rarefeito	Via de acesso de 3m ordem	Via de acesso de 2m ordem	reflorestamento	urbano residencial predominantemente denso	Via de acesso de 1m ordem	urbano predominantemente industrial
FODM secundária média	0	99,999	99,999	99,999	99,999	98,9978	98,9959	98,9988	98,9795	98,9891	92,993	79,9598	79,939	76,92502	72,9171	72,91201	69,90901	69,9071	69,905	59,90299	59,9002	59,9
FODM secundária inicial	0	0	98,999	98,999	96,999	96,9978	96,9959	96,9988	96,9795	96,9891	89,993	78,9598	78,939	75,92502	71,9171	71,91201	68,90901	68,9071	68,905	54,90299	54,9002	54,9
FODM primária	0	0	0	92,999	94,999	94,9978	94,9959	94,9988	92,9795	89,9891	92,993	72,9598	72,939	62,92502	59,9171	59,91201	19,90901	19,9071	9,905	0,90299	0,9002	0,9
FODM pioneira	0	0	0	0	89,999	89,9978	89,9959	89,9988	82,9795	79,9891	82,993	62,9598	62,939	52,92502	49,9171	49,91201	19,90901	19,9071	9,905	0,90299	0,9002	0,9

Entretanto, para que o fator utilidade sejam convertidos em relações estocásticas que indicam os caminhos viáveis foi necessária a utilização de algoritmos. Como defendido anteriormente, o método de modelagem matemática precisa trabalhar a paisagem como grafos acíclicos e vértices posicionados nas intersecções entre usos, mas também é preciso gerar não uma única resposta de caminho ótimo e sim todos os caminhos possíveis, para que o caminho viável possa ser definido a partir das necessidades e possibilidades de trabalho do planejador ambiental.

A literatura usa com frequência o método de *Dijkstra* (URBAN & KEITT 2001), como por exemplo: os *softwares Corridor Design* (MAJKA et al. 2007) e o *Conefor Sensinode* (SAURA E TORNÉ, 2009). O método de *Dijkstra* pode ser trabalhado com os vértices em diferentes posições e, desde que programado para isso, como um grafo acíclico. Entretanto, este método, em geral, é utilizado como um modelo de “caixa preta”, isto é, opera resolvendo os problemas e subproblemas internamente e disponibilizando uma única resposta, aquela considerada ótima. Por esta razão, foi necessária a programação de um outro algoritmo capaz de devolver como resposta uma matriz contendo todos os caminhos possíveis, conforme exemplifica a tabela 7. Para isto foi programado, em parceria com o Departamento de Matemática Aplicada e Estatística do ICMC/USP, um algoritmo¹ baseado no método de caminhos mínimos de *Floyd-Warshall*.

A resposta² do algoritmo é uma tabela com caminhos viáveis entre todos os vértices, ou seja, mesmo que não conectados, ao definir um vértice inicial e outro final o modelo descreve a existência ou não de um caminho e, quando existente, o conjunto de vértices que compõem o caminho percorrido. Como ilustração, na tabela 7 se definirmos o vértice inicial $V_i=117$ e final $V_k=131$, o grafo $G(117-131)$ é o caminho $\{(131-88); (88-89); (89-90); (90-91); (91-92); (92-104); (104-115); (115-117)\}$. A terceira coluna da tabela (C_Gik) apresenta o fator utilidade estocástico desse conjunto de arcos que forma esse caminho. Porém, não há caminho, por exemplo, para o grafo $G(117-120)$.

¹Anexo 1 – algoritmo baseado no método de *Floyd-Warshall*. Acessível em CD

²Anexo 2 – caminhos mínimos. Acessível em CD

Tabela 7. Exemplo da resposta tabular do algoritmo proposto. Vj = vértice final; Vi = vértice inicial; C-Gik = fator utilidade; A1,...,A24= número dos arcos; Caminho Gik = caminho possível.

BC	microbacia:	Baixo Cotia (BC)										margem:	direita														
		classificação:											microbacia de baixa conservação														
vértices		Custo		caminho Gik, k=25																							
	Vj	Vi	C_Gik	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	A11	A12	A13	A14	A15	A16	A17	A18	A19	A20	A21	A22	A23	A24
	117	116	3.07	116	117																						
	117	117	0.00	117	117																						
	117	124	157.72	124	41	42	43	44	45	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117				
	117	125	160.81	125	46	47	48	50	51	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117				
	117	126	143.62	126	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117						
	117	127	115.51	127	59	60	61	69	70	71	72	87	92	104	115	117											
	117	128	120.73	128	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	87	92	104	115	117							
	117	129	83.62	129	73	74	75	81	82	83	84	85	86	87	92	104	115	117									
	117	130	84.75	130	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	92	104	115	117							
	117	131	92.45	131	88	89	90	91	92	104	115	117															
	117	132	112.95	132	93	94	97	98	99	100	101	102	103	104	115	117											
	117	133	123.57	133	95	96	97	98	99	100	101	102	103	104	115	117											
	117	134	36.49	134	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	117											
	117	135	24.96	135	116	117																					
	118	40	164.28	40	42	43	44	45	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117	118				
	118	41	164.28	41	42	43	44	45	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117	118				
	118	42	164.18	42	43	44	45	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117	118					
	118	43	164.06	43	44	45	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117	118						
	118	44	163.92	44	45	52	53	54	55	56	57	58	71	72	87	92	104	115	117	118							

As respostas de todos os caminhos foram especializadas em SIG através da correlação de cada arco que compõem um caminho com as suas coordenadas, inseridas pela ferramenta de adição de tabelas em *dbase* no ArcGis (*add > .dbf file > data > export > display XY data*). Os produtos foram apresentados em mapas que podem refletir diferentes respostas, como: seleção de melhores caminhos ou de menor fator utilidade; seleção de melhores caminhos ou de menores custos em relação a um custo ideal (adequabilidade máxima e atrito nulo); seleção de arcos prioritários para manejo; identificação de arcos de baixa adequabilidade, que estão interferindo no custo ideal do caminho; assim por diante.

- *Estudo de viabilidade e definição de cenários*

Para ilustrar a potencialidade da modelagem, este estudo mostrou três tipos de análise de sensibilidade. O primeiro tipo referiu-se a identificação do gradiente de conservação entre as sub-bacias hidrográficas baseando-se nos fatores de utilidade. Uma vez que elas foram escolhidas propositadamente com esse gradiente, a modelagem deve ser sensível a essa diferença. Para tanto, cada arco de cada sub-bacia foi medido em relação a distância relativa entre o fator utilidade real e o fator utilidade ideal. Isto é, para o mesmo arco foi medida a diferença entre a adequabilidade real e a adequabilidade máxima (equação 2).

$$\textit{distância relativa} = \textit{fator utilidade real} - \textit{fator utilidade ideal} \quad \textit{equação 2}$$

Onde,

$$\textit{fator utilidade real} = (\textit{adequabilidade real} - \textit{atrito}) * \textit{tamanho do arco}$$

$$\textit{fator utilidade ideal} = (\textit{adequabilidade máxima} - \textit{atrito nulo}) * \textit{tamanho do arco}$$

Desta forma, pudemos obter as distâncias relativas arco a arco ou caminho a caminho. A observação da amplitude e do padrão de dispersão das distâncias relativas, bem como sua distribuição ou agrupamento espacial devem corresponder ao gradiente de conservação pré-definido. Para essa análise foi utilizada a ferramenta *scatterplot* (Minitab 15) para as três sub-bacias e para ambas as margens.

Com o mesmo procedimento pode-se responder a outra questão: onde se agrupam os arcos de melhor adequabilidade, ou seja, os trechos de cursos de água em cada sub-bacia onde o esforço de manejo seria menor e, portanto, a área poderia ser prioritária dentro de um planejamento ambiental. Neste caso, os padrões de dispersão identificados pelo *scatterplot* foram agrupados de acordo com a distribuição espacial dos arcos evidenciada pelos gráficos de dispersão. O primeiro conjunto refere-se aos arcos que estão muito próximos da situação ideal,

enquanto que o segundo grupo aponta os arcos que necessitam de pouco esforço para o atendimento do ideal e o terceiro deve estar longe disso. Supõe-se que um planejador priorize o segundo grupo para manejo e o primeiro para preservação. Nesta premissa, o grupo 2 foi novamente avaliado, identificando-se em SIG a ocorrência de áreas de concentração desses valores, chamadas de áreas prioritárias para manejo.

O último tipo de análise de sensibilidade supõe a pergunta do planejador: Quais são os caminhos preferenciais para recuperação na sub-bacia hidrográfica de São Lourenço, partindo do principal curso de água que se insere no maior fragmento florestal e que atinge outro grande fragmento? Neste caso, o custo do grafo foi relativizado pelo tamanho total do caminho a ser percorrido.

5. Resultados e Discussão

5.1. Caracterização das áreas de estudo

As sub-bacias foram caracterizadas para melhor compreensão do cenário global real das áreas. Para tanto, os mapas dispostos nas figuras 12 a 14 expressam as diferenças entre os arranjos dos padrões estruturais nas margens dos rios. Os mapas atestaram o gradiente de conservação esperado na aplicação dos critérios para a escolha das sub-bacias, mas também indicaram um adensamento de usos antrópicos altamente impactantes, como usos industriais ou mineração à céu aberto, em contato direto com manchas vegetacionais em estádios sucessionais aparentemente mais avançados. Isto significa que não há um amortecimento entre os usos, o que pode causar um forte atrito entre manchas e, como resultado, o efeito de borda se amplia (MARCHAND & HOULE 2006), diminuindo a fonte de recursos para espécies específicas.

A tabela 8 apresenta um resumo das distribuições de usos e adequação por área de APP e esclarece que para todas as sub-bacias os usos florestais são os mais predominantes, com valores médios entre as duas margens dos cursos de água de 98% de APP na sub-bacia de alta conservação; 51% na sub-bacia de média conservação (32% rural e 16% urbana) e; 37% na sub-bacia baixa conservação (25% rural e 39% urbana).

Outra importante constatação foi a diferença no percentual de adequabilidade das margens esquerda e direita, como na sub-bacia de baixa conservação (em destaque na tabela 8). A distância entre as adequabilidades é uma demonstração da complexidade dos arranjos estruturais dessas áreas, isto é, expressam mudanças abruptas de uso, seja entre margens, seja ao longo da margem (figura 10). A complexidade estrutural de cada sub-bacia pode também ser evidenciada com a figura 11, que representa a distância de cada área para um cenário ótimo de cobertura da APP totalmente florestada. Neste sentido, a bacia de referência está muito próxima do ideal

correspondendo a 99,9% da sua área (539,30), enquanto que as sub-bacias de média e baixa conservação tem uma perda progressiva de área florestada.

Tabela 8. Distribuição dos tipos de uso e adequação dos tipos de usos por área percorrida de rio (APP)

Sub-bacia <i>grau de Conservação</i>			Tipos de usos			Adequabilidade por usos			Área de APP
			Florestal	Rural	Urbano	Alta	Média	Baixa	
AC ¹	Alta	Direita	99,0%	1,0%	-	99,5%	0,5%	-	539,30
		Esquerda	97,0%	3,0%	-	99,8%	0,2%	-	
SL ²	Média	Direita	53,0%	31,0%	16,0%	72,0%	19,0%	09,0%	817,74
		Esquerda	50,0%	33,0%	17,0%	72,0%	19,0%	09,0%	
BC ³	Baixa	Direita	32,0%	21,0%	47,0%	26,0%	23,0%	51,0%	790,12
		Esquerda	42,0%	28,0%	30,0%	35,0%	36,0%	29,0%	

¹Alto Cotia (AC) ² São Lourenço (SL) ³ Baixo Cotia (BC)

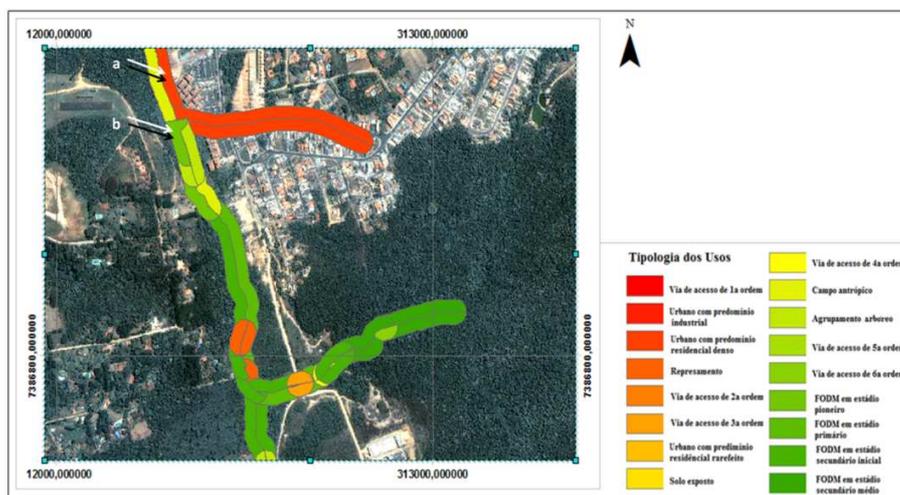


Figura 10. Diferença entre os arranjos estruturais entre margens e ao longo do rio. (a) representação da distância entre margens, esquerda uso urbano denso e direito vegetação em estágio primário; (b) representação da mudança ao longo do rio na margem esquerda, de uso urbano denso para FODM em estágio secundário

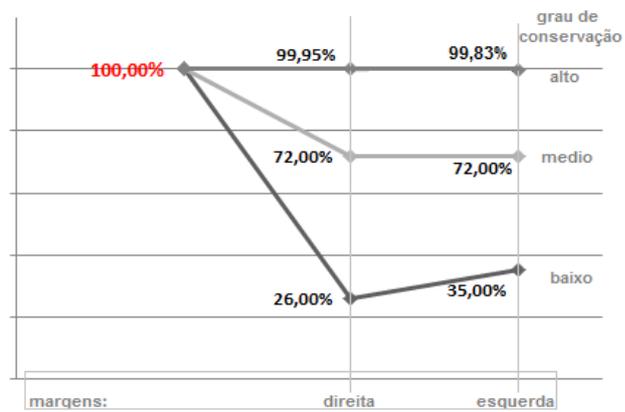


Figura 11. Gráfico de distância da paisagem real, em diferentes graus de conservação, para a paisagem ideal

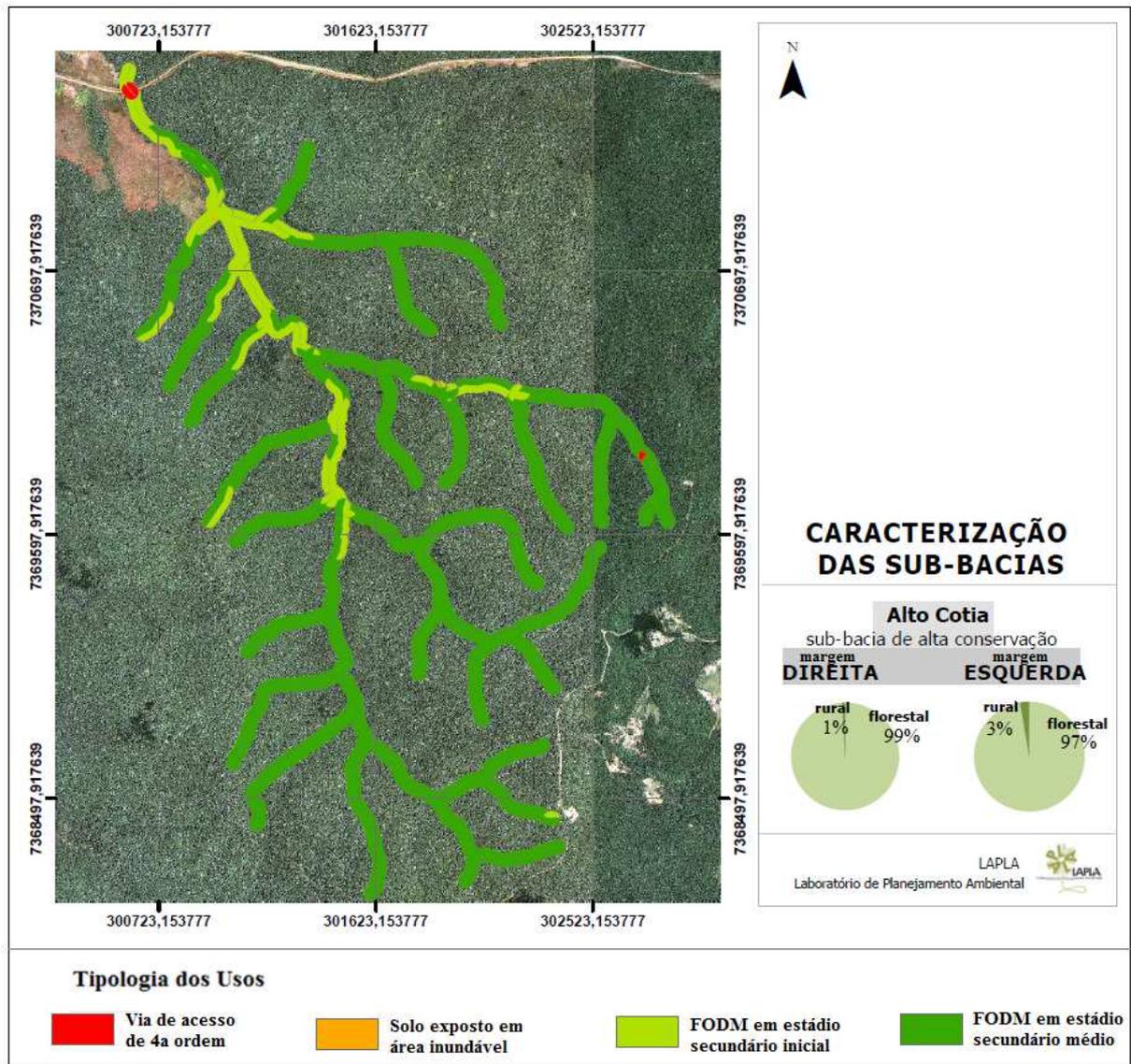


Figura 12. Mapa da sub-bacia hidrográfica de alta conservação (área referencia) – Alto Cotia (AC)

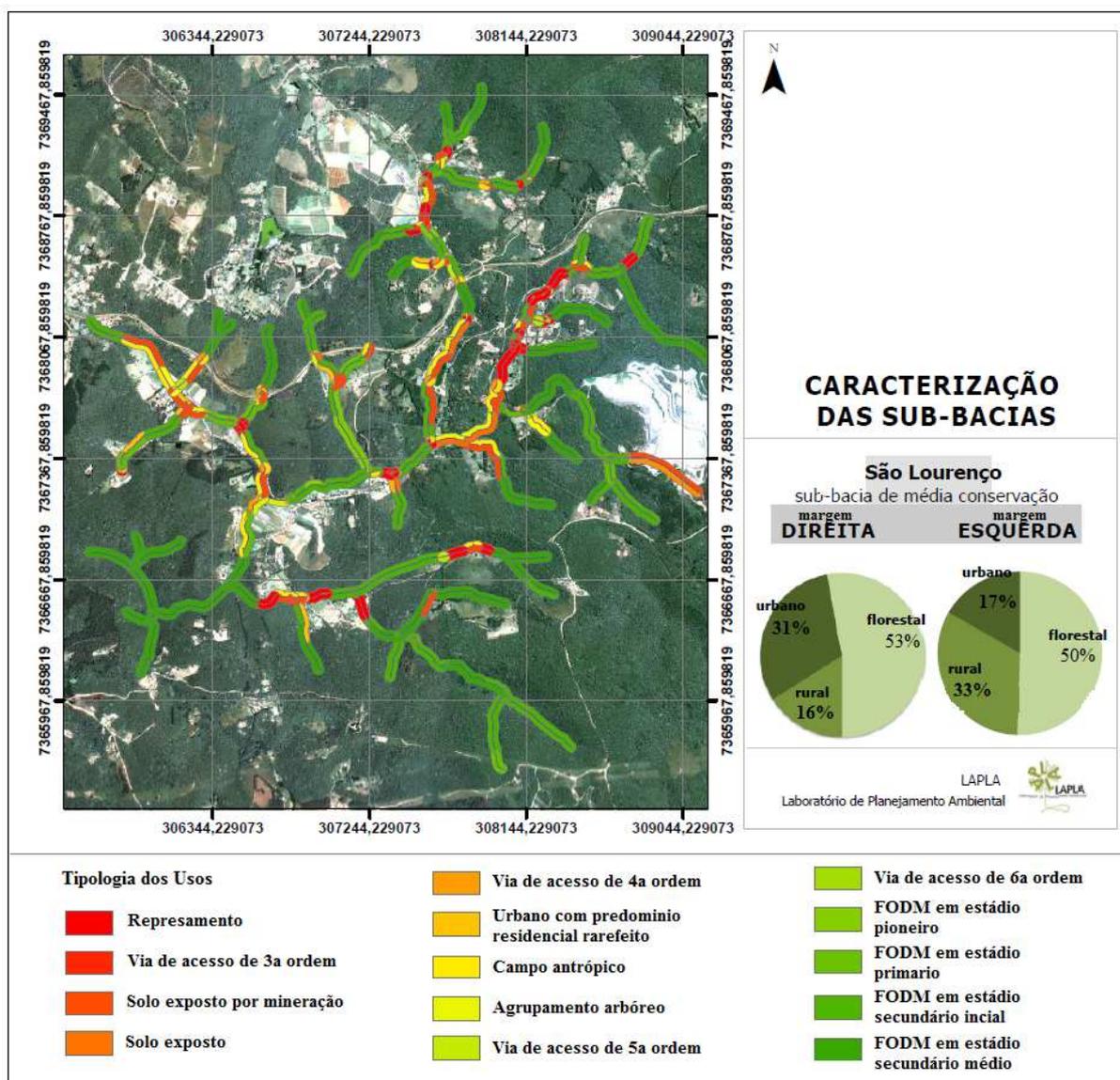


Figura 13. Mapa da sub-bacia hidrográfica de média conservação – São Lourenço (SL)

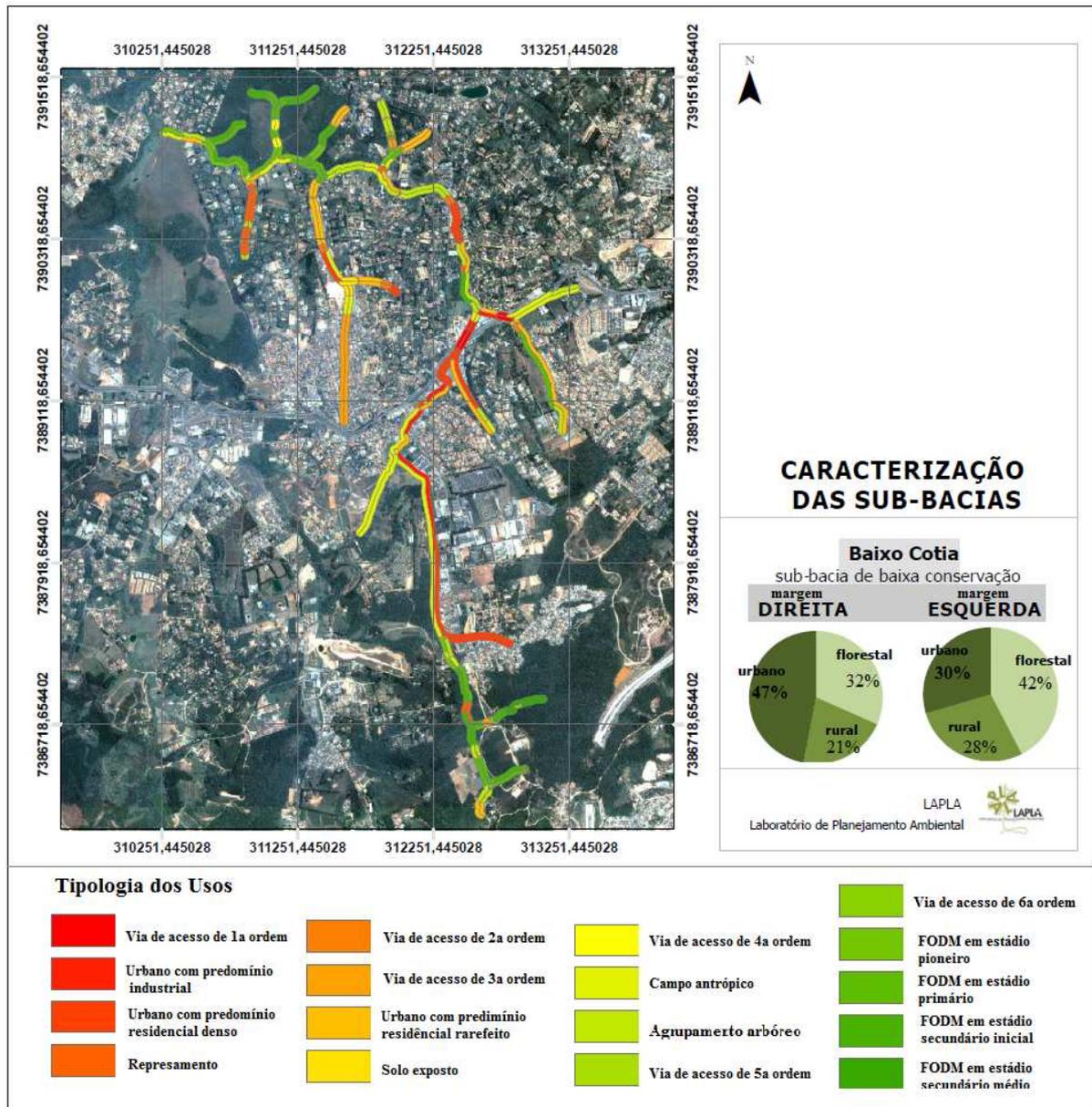


Figura 14. Uso e ocupação da terra. Sub-bacia hidrográfica de baixa conservação– Baixo Cotia (BC)

5.2. Identificação do gradiente de conservação baseado nos arcos

Os gráficos de dispersão (figura 15) demonstraram, em concordância com os mapas de uso e ocupação da terra, o gradiente de conservação pré-definido para as três sub-bacias hidrográficas através da amplitude (quantidade), distribuição e padrão de dispersão dos arcos. Os gráficos foram construídos correlacionando o fator utilidade de cada arco a um cenário onde a adequabilidade é máxima (100) e o atrito é nulo (cenário fator utilidade ideal). Em outras palavras, os gráficos demonstram a distância entre o cenário real e o cenário ideal (equação 2). A relação fator utilidade real (eixo X), fator utilidade ideal (eixo Y) e a distância relativa entre cenários (eixo Z) permite enxergar a amplitude e o padrão de dispersão dos arcos em um plano, cuja distribuição espacial forma três grupos bem definidos e que expressam o gradiente de conservação.

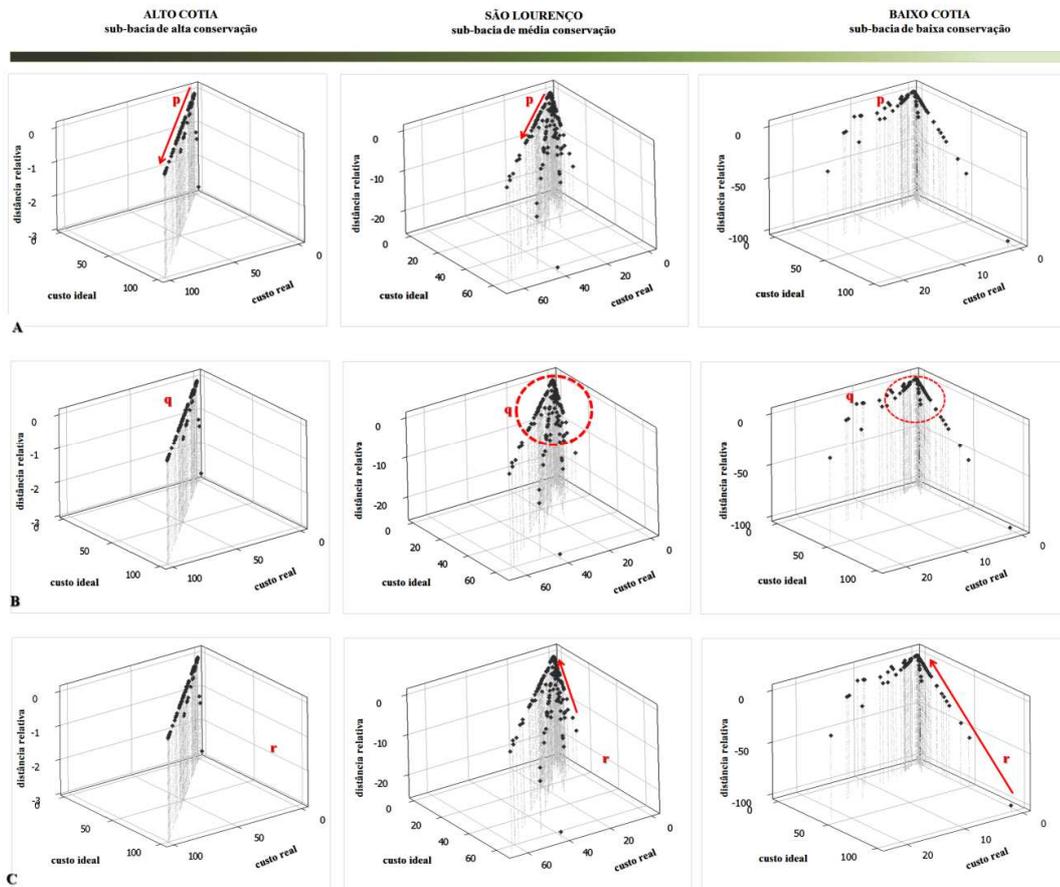


Figura 15. Gráficos de dispersão correspondente aos arcos das sub-bacias hidrográficas (margens esquerdas) com alta (área referência), média e baixa condição de conservação. Eixo X (fator utilidade real), eixo Y (fator utilidade ideal) e eixo Z (distância relativa entre cenários). (A) distribuição espacial dos arcos de melhor adequabilidade e (p) demonstração do seu encurtamento ao longo do gradiente de conservação das sub-bacias; (B) formação de um grupo (q) definido por arcos de adequabilidade moderada; (C) tendência a formação (r) de um terceiro grupo de distâncias relativas elevadas e custo ideais mais altos que os custos reais, arcos de adequabilidades baixas

O primeiro grupo (figura 15.a) evidencia o comportamento daqueles cursos de água associados às florestas de adequabilidade máxima, isto é, conjunto de arcos em que o fator utilidade real é igual ao fator utilidade ideal ($X=Y$) e, conseqüentemente, a distância relativa é zero. A comparação da distribuição espacial entre as três sub-bacias mostra que há uma perda progressiva da quantidade de arcos de adequabilidade máxima a medida que diminui o estado de

conservação entre as sub-bacias. Além disso, há um encurtamento da amplitude de dispersão, ou seja, para a sub-bacia de alta conservação a amplitude deste grupo varia de 1 a 100, para média conservação de 1 a 50 e para a baixa conservação de 1 a 20. O fator que influencia este encurtamento é o tamanho dos arcos, isto porque, os valores de adequabilidade sempre são os mesmos e o atrito sempre nulo, enquanto que a distância varia. Desta forma, os gráficos demonstram que, além da perda em quantidade dos arcos, ou seja, quantidade de trechos de floresta de máxima adequabilidade há uma perda em relação ao tamanho deles, isto é, os comprimentos dos arcos (distâncias) normalizadas em relação ao curso de água de maior tamanho não ultrapassam valores de cerca de 1m na sub-bacia de alta conservação, 0,5m na de média conservação e 0,2m na de baixa conservação. A figura 15b identifica o segundo grupo, o qual é formado de arcos de adequabilidade média e cuja distribuição espacial se caracteriza no adensamento dos arcos próximos as distâncias relativas baixas, ou seja, os arcos se dispõem próximos ao encontro dos três eixos. Em outras palavras, este segundo grupo corresponde àqueles arcos em que o fator utilidade real está entre 21% e 99% do fator utilidade ideal ($Y > X$ e $Z < 0.0$). Entre as sub-bacias, este grupo é bem definido na de média conservação, onde se adensa, já na sub-bacia de alta conservação este padrão é rarefeito e na de baixa conservação é disperso. Este comportamento ocorre porque o fator que prepondera neste grupo de dispersão é a adequabilidade dos usos. Em outras palavras, isto significa que na sub-bacia de média conservação há uma quantidade maior de usos e tipos de vegetação natural que apresentam adequabilidade média. Esta resposta corrobora a caracterização geral das sub-bacias que a definiu como predominantemente ocupada por vegetação natural, reflorestamentos, agricultura e núcleos urbanos associados a agrosilvicultura. Foi possível identificar um terceiro grupo (figura 15c) que se forma progressivamente como o primeiro, mas no sentido contrário, formando uma linha em oposição ao eixo fator utilidade ideal. Este grupo é composto de arcos de adequabilidade mínima, isto é, corresponde àqueles arcos em que o fator utilidade real está entre 20% e 1% do fator utilidade ideal ($Y > X$ e $Z < 0.0$). A distribuição espacial deste grupo também é mais influenciada pela adequabilidade. O aumento da amplitude dos arcos ao longo do eixo de fator utilidade ideal e da distância relativa significa que há um aumento de cursos de água associados a usos altamente impactantes. A expressividade deste grupo na sub-bacia de baixa conservação é condizente com caracterização geral desta área, podendo ser relacionado aos adensamentos dos

núcleos urbanos e usos antrópicos que ocorrem ao longo ou em cima de cursos de água canalizados ou em galerias. Em contrapartida, há uma diminuição da quantidade e tamanho de cursos de água florestados.

Desta forma, o método refletiu os gradientes de conservação entre as sub-bacias, mas, além disso, percebeu através da análise das dispersões os fatores que influenciaram os seus padrões e distribuições espaciais. O modo como os arcos se dispersam é uma importante informação para o planejador, pois permite uma avaliação quantitativa dos cursos de água que não pode ser percebida somente com a interpretação dos mapas de uso e ocupação da terra. Assim, por exemplo, o método identifica o predomínio de um determinado grau de adequabilidade na bacia hidrográfica que não seria constatado se estivesse disperso ao longo dos cursos em um mapa de adequabilidade somente observado pela tradução do uso e ocupação da terra. Também evidencia que em cursos de água florestados a distância tende a preponderar a adequabilidade e, por esta razão, a aplicação do método permite perceber os territórios dominados por agrupamentos de florestas por intervalos de tamanho, facilitando a definição de espaços de melhor conectividade. Da mesma forma, informações sobre a existência ou concentração de usos altamente impactantes ou de baixa adequabilidade podem ser melhores definidos. Em suma, permite-se afirmar que a reposta deste método, arco por arco, é uma análise gráfica que auxilia a fotointerpretação dos planejamentos ambientais.

5.3. Identificação de áreas prioritárias para manejo

Os gráficos de dispersão apontaram grupos de distribuição espacial os quais foram utilizados para avaliar o gradiente de conservação das sub-bacias, mas também permitiram definir os grupos de prioridade para manejo e preservação, conforme demonstra a figura 15. Assim, foram definidos 3 grupos: o primeiro é constituído de um conjunto de arcos de adequabilidade máxima (100) que estão congregados no espaço nas três sub-bacias, classificado como grupo prioritário para preservação. De forma semelhante, o segundo grupo é formado de arcos de

adequabilidade variante entre 99 e 21, que reúne atividades humanas somadas a trechos de floresta que ainda tem grande potencial para recuperação ou melhoramento do grau de adequabilidade. Por essa razão, esse grupo espacialmente delineado foi classificado como prioritário para o manejo. Já o terceiro grupo, determinado pelo fator de baixa adequabilidade, ou seja, entre 20 e 1 foi definido como área de manejo a longo prazo, frente as dificuldades de recuperação da adequabilidade e de facilitação da conectividade desses lugares. O recorte entre os 3 grupos (100; 99 – 21 e; 20-1) foi definido pela padrão de dispersão dos arcos.

Desta forma, a identificação de áreas prioritárias de manejo para as três sub-bacias foi construída para o segundo grupo em razão do seu potencial de recuperação da adequabilidade. A título de exemplificação da efetividade do método para definir áreas prioritárias e caminhos ótimos para bacias hidrográficas de diferentes graus de conservação, foram apresentadas somente as margens esquerdas de cada sub-bacia.

A figura 16 apresenta um recorte dos gráficos de dispersão, onde foram detalhados os padrões, as amplitudes e a distribuição espacial da dispersão para o grupo prioritário de manejo. Os agrupamentos evidenciados nos gráficos de dispersão detalhados representam os sub-conjuntos de arcos com o mesmo grau de adequabilidade dentro do conjunto de média adequabilidade. As tabelas 9 a 11 apresentam o fator utilidade ideal e real, a distância relativa entre cenários e a adequabilidade de cada um desses arcos (A_{ij}) definido pelo vértice V_j .

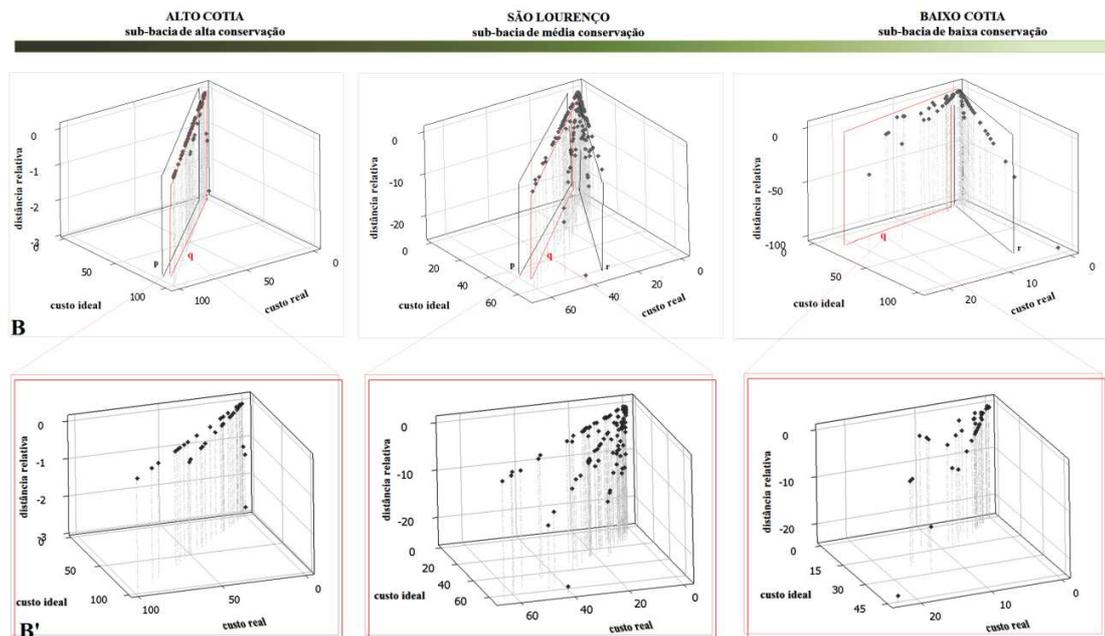


Figura 16. Gráficos de dispersão das áreas prioritárias para manejo (B'), definidas pelos gráficos de dispersão globais (B) das sub-bacias com padrão de adequabilidade moderada (q)

Tabela 9. Identificação dos vértices, adequabilidades e custos dos arcos correspondentes aos vértices pertencentes ao grupo prioritário para manejo da sub-bacia de alta conservação

sub-bacia de alta conservação: Alto Cotia					
Vj	Uso e Ocupação da Terra	Cr	Ci	distância relativa	adq
29	FODM secundária inicial	4,53	4,58	-0,05	99
30	FODM secundária inicial	49,90	50,41	-0,50	99
32	FODM secundária inicial	4,11	4,15	-0,04	99
44	FODM secundária inicial	2,12	2,14	-0,02	99
55	FODM secundária inicial	6,57	6,63	-0,07	99
62	FODM secundária inicial	20,81	21,02	-0,21	99
25	FODM secundária inicial	4,15	4,19	-0,04	99
27	FODM secundária inicial	7,12	7,19	-0,07	99
40	FODM secundária inicial	2,45	2,47	-0,02	99
41	FODM secundária inicial	39,03	39,43	-0,39	99
48	FODM secundária inicial	19,29	19,48	-0,19	99
50	FODM secundária inicial	40,36	40,77	-0,41	99
52	FODM secundária inicial	6,27	6,33	-0,06	99
53	FODM secundária inicial	36,30	36,66	-0,37	99
56	FODM secundária inicial	26,87	27,14	-0,27	99
61	FODM secundária inicial	13,40	13,53	-0,14	99
63	FODM secundária inicial	10,15	10,26	-0,10	99
68	FODM secundária inicial	19,72	19,92	-0,20	99
65	FODM secundária inicial	19,89	20,09	-0,20	99
67	FODM secundária inicial	2,94	2,97	-0,03	99
70	FODM secundária inicial	51,02	51,57	-0,55	99
72	FODM secundária inicial	11,58	11,70	-0,12	99
66	Solo Exposto - área de inundação	2,34	3,49	-1,15	67
36	Via de acesso de 4a ordem	1,36	4,14	-2,77	33
71	Via de acesso de 4a ordem - ferrovia	0,69	2,08	-1,40	33

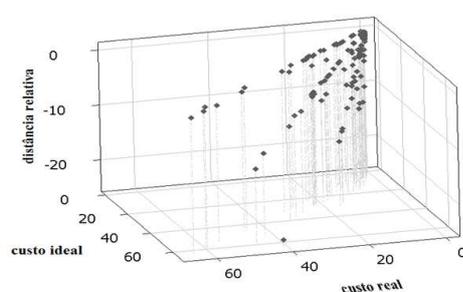
Vj = vértice correspondente ao arco (Aij); Cr = custo real do arco (Aij); Ci = custo ideal do arco (Aij); distância relativa = (Cr-Ci); adq = adequabilidade

manejo grupo 2

Tabela 10. Identificação dos vértices, adequabilidades e custos dos arcos correspondentes aos vértices pertencentes ao grupo prioritário para manejo da sub-bacia de média conservação

sub-bacia de média conservação: São Lourenço					
Vj	Uso e Ocupação da Terra	Cr	Ci	distância relativa	adq
13	FODM em estágio inicial	45,96	46,43	-0,46	99
1	FODM em estágio secundário medio	4,98	5,03	-0,05	99
11	FODM em estágio inicial	60,23	60,84	-0,61	99
12	vegetação em estágio pioneiro	10,30	10,62	-0,32	97
15	FODM em estágio inicial	30,99	31,30	-0,31	99
16	via de acesso de 5a ordem	0,51	0,76	-0,25	67
17	FODM em estágio inicial	8,18	8,43	-0,25	97
18	FODM em estágio secundário medio	42,61	53,30	-10,69	80
23	FODM em estágio inicial	28,64	29,52	-0,89	97
25	FODM em estágio inicial	9,26	9,54	-0,29	97
27	FODM em estágio inicial	1,31	1,32	-0,01	99
29	FODM em estágio inicial	18,83	19,02	-0,19	99
31	FODM em estágio secundário medio	15,12	15,29	-0,17	99
32	represamento	5,12	8,53	-3,41	60
33	campo antropico	6,43	10,72	-4,29	60
35	via de acesso de 5a ordem	0,83	1,25	-0,41	67
36	FODM em estágio inicial	64,91	65,57	-0,66	99
37	FODM em estágio inicial	19,32	19,53	-0,21	99
38	represamento	9,94	16,56	-6,63	60
41	FODM em estágio secundário medio	29,59	36,99	-7,40	80
42	FODM em estágio inicial	11,23	14,22	-2,99	79
44	campo antropico	7,65	14,44	-6,79	53
47	FODM em estágio inicial	21,55	26,95	-5,39	80
48	vegetação em estágio pioneiro	14,58	27,50	-12,93	53
51	FODM em estágio inicial	22,39	28,00	-5,61	80
53	FODM em estágio inicial	21,77	27,24	-5,47	80
61	via de acesso de 5a ordem	0,97	1,45	-0,48	67
67	FODM em estágio inicial	16,97	21,51	-4,53	79
70	via de acesso de 5a ordem	1,07	1,60	-0,53	67
71	vegetação em estágio pioneiro	20,26	21,81	-1,55	93
77	vegetação em estágio pioneiro	17,52	24,04	-6,52	73
83	campo antropico	8,13	15,34	-7,21	53
86	FODM em estágio inicial	46,34	58,70	-12,36	79
88	FODM em estágio inicial	11,22	11,33	-0,11	99
89	FODM em estágio inicial	21,97	22,20	-0,24	99
92	FODM em estágio inicial	10,61	13,43	-2,83	79
95	vegetação em estágio pioneiro	19,41	26,61	-7,19	73
97	via de acesso de 5a ordem	0,86	1,29	-0,42	67
98	vegetação em estágio pioneiro	41,51	65,90	-24,38	63
99	FODM em estágio inicial	4,55	5,76	-1,21	79
101	FODM em estágio inicial	1,56	1,98	-0,42	79
103	FODM em estágio inicial	21,42	27,15	-5,72	79
108	FODM em estágio inicial	22,33	28,33	-5,99	79
111	FODM em estágio inicial	22,82	23,05	-0,23	99
113	FODM em estágio inicial	4,20	4,24	-0,04	99
114	FODM em estágio inicial	6,87	8,70	-1,83	79
118	FODM em estágio inicial	5,78	8,25	-2,48	70
120	FODM em estágio inicial	10,54	10,65	-0,12	99
121	represamento	3,56	5,93	-2,37	60
123	FODM em estágio inicial	4,46	5,66	-1,20	79
125	FODM em estágio inicial	15,02	19,02	-4,00	79
128	FODM em estágio inicial	27,04	34,29	-7,25	79
129	vegetação em estágio pioneiro	5,76	7,90	-2,14	73
131	vegetação em estágio pioneiro	1,56	2,14	-0,58	73
137	FODM em estágio inicial	55,43	56,05	-0,61	99
141	FODM em estágio inicial	9,53	13,81	-4,28	69
147	vegetação em estágio pioneiro	0,60	0,95	-0,35	63
149	FODM em estágio inicial	13,11	16,62	-3,51	79
151	FODM em estágio secundário medio	18,41	23,03	-4,62	80
152	via de acesso de 5a ordem	0,605	0,903	-0,30	67
158	FODM em estágio inicial	7,229	9,160	-1,93	79
165	FODM em estágio inicial	23,524	29,813	-6,29	79
167	FODM em estágio secundário medio	2,411	3,018	-0,61	80
169	FODM em estágio inicial	19,356	24,202	-4,85	80
171	FODM em estágio inicial	15,977	20,224	-4,25	79
172	FODM em estágio inicial	8,250	10,458	-2,21	79
177	FODM em estágio secundário medio	36,507	45,688	-9,18	80
179	via de acesso de 5a ordem	0,800	1,194	-0,39	67
181	via de acesso de 5a ordem	0,548	0,818	-0,27	67
183	FODM em estágio inicial	3,103	3,929	-0,83	79
184	campo antropico	3,858	7,015	-3,16	55
185	represamento	2,349	3,914	-1,57	60
187	represamento	1,270	2,116	-0,85	60
188	FODM em estágio secundário medio	38,463	48,136	-9,67	80
190	represamento	17,968	29,947	-11,98	60
193	vegetação em estágio pioneiro	3,948	4,245	-0,30	93
194	via de acesso de 6a ordem	0,525	0,719	-0,19	73
195	vegetação em estágio pioneiro	10,198	10,966	-0,77	93
196	via de acesso de 5a ordem	0,648	0,967	-0,32	67
197	campo antropico	3,463	5,772	-2,31	60
200	via de acesso de 5a ordem	0,814	1,214	-0,40	67
201	campo antropico	1,117	2,107	-0,99	53
204	FODM em estágio inicial	52,880	53,447	-0,57	99
205	FODM em estágio inicial	10,943	11,289	-0,35	97
208	vegetação em estágio pioneiro	14,987	16,652	-1,67	90
209	FODM em estágio inicial	32,207	40,769	-8,56	79
210	FODM em estágio inicial	15,834	20,043	-4,21	79

Vj	Uso e Ocupação da Terra	Cr	Ci	distância relativa	adq
66	campo antropico	16,04	30,26	-14,22	53
19	via de acesso de 4a ordem	0,18	0,53	-0,36	33
20	campo antropico	6,74	13,47	-6,74	50
39	via de acesso de 4a ordem	0,50	1,50	-1,01	33
40	campo antropico	2,82	5,65	-2,82	50
43	campo antropico	1,18	2,35	-1,18	50
45	represamento	4,31	10,78	-6,47	40
49	via de acesso de 4a ordem	0,35	1,05	-0,70	33
50	agricultura ciclica	6,73	16,83	-10,10	40
52	campo antropico	3,71	6,99	-3,29	53
54	via de acesso de 4a ordem	0,69	2,08	-1,39	33
55	urbano residencial associado a agrosilvopastoril	5,49	15,68	-10,19	35
59	via de acesso de 4a ordem	0,51	1,55	-1,04	33
60	campo antropico	11,23	21,19	-9,96	53
62	urbano residencial associado a agrosilvopastoril	2,20	6,68	-4,48	33
63	campo antropico	6,51	14,47	-7,96	45
65	via de acesso de 4a ordem	0,65	1,96	-1,31	33
68	campo antropico	6,80	12,84	-6,03	53
69	campo antropico	5,44	10,87	-5,44	50
74	campo antropico	1,10	2,21	-1,10	50
75	via de acesso de 4a ordem	0,64	1,95	-1,31	33
76	campo antropico	0,90	1,80	-0,90	50
80	FODM em estágio inicial	14,17	26,73	-12,56	53
81	via de acesso de 4a ordem	0,44	1,32	-0,89	33
84	agricultura ciclica	7,25	18,12	-10,87	40
85	via de acesso de 4a ordem	0,42	1,26	-0,85	33
90	via de acesso de 4a ordem	0,51	1,54	-1,03	33
91	agrupamento arboreo	3,40	6,81	-3,40	50
93	campo antropico	1,82	5,51	-3,69	33
94	campo antropico	2,07	4,14	-2,07	50
96	campo antropico	3,61	7,21	-3,61	50
100	via de acesso de 4a ordem	0,29	0,88	-0,59	33
107	via de acesso de 4a ordem	0,39	1,19	-0,80	33
116	campo antropico	0,98	1,96	-0,98	50
117	via de acesso de 4a ordem	0,40	1,21	-0,81	33
122	via de acesso de 4a ordem	0,35	1,05	-0,71	33
127	via de acesso de 4a ordem	0,62	1,87	-1,25	33
132	via de acesso de 4a ordem	0,35	1,07	-0,72	33
133	campo antropico	8,95	17,91	-8,95	50
136	campo antropico	2,10	4,20	-2,10	50
139	campo antropico	2,55	5,10	-2,55	50
143	urbano residencial associado a agrosilvopastoril	3,99	12,09	-8,10	33
145	via de acesso de 4a ordem	0,82	2,49	-1,67	33
146	campo antropico	3,06	6,13	-3,06	50
148	via de acesso de 4a ordem	0,44	1,32	-0,89	33
150	via de acesso de 4a ordem	1,40	4,23	-2,84	33
154	agrupamento arboreo	12,835	25,669	-12,83	50
155	campo antropico	11,342	22,684	-11,34	50
156	via de acesso de 4a ordem	0,276	0,837	-0,56	33
157	campo antropico	18,403	36,806	-18,40	50
159	via de acesso de 4a ordem	0,460	1,395	-0,93	33
160	agrupamento arboreo	0,364	0,727	-0,36	50
161	agrupamento arboreo	11,979	23,958	-11,98	50
163	campo antropico	20,837	41,675	-20,84	50
164	agrupamento arboreo	17,588	35,176	-17,59	50
170	campo antropico	3,701	7,401	-3,70	50
174	via de acesso de 4a ordem	0,509	1,542	-1,03	33
176	campo antropico	7,052	14,104	-7,05	50
182	campo antropico	4,173	8,346	-4,17	50
186	campo antropico	2,300	4,599	-2,30	50
191	via de acesso de 4a ordem	0,697	2,111	-1,41	33
192	campo antropico	7,595	23,014	-15,42	33
203	via de acesso de 4a ordem	0,664	2,011	-1,35	33
204	via de acesso de 4a ordem	0,388	1,175	-0,79	33



manejo grupo 2

Vj = vértice correspondente ao uso do arco (Aij); Cr = custo real do arco (Aij); Ci = custo ideal do arco (Aij); distância relativa = (Cr-Ci); adq = adequabilidade

Tabela 11. Identificação dos vértices, adequabilidades e custos dos arcos correspondentes aos vértices pertencentes ao grupo prioritário para manejo da sub-bacia de baixa conservação

sub-bacia de baixa conservação: Baixo Cotia						
Vj	Uso e Ocupação da Terra	Cr	Ci	distância relativa	adq	
112	FODM em estágio inicial	9,160	9,253	-0,09	99	
2	agrupamento arboreo	3,476	6,951	-3,48	50	
3	via de acesso de 5a ordem	0,135	0,539	-0,40	25	
4	vegetação em estágio pioneiro	2,644	2,940	-0,30	90	
5	FODM em estágio inicial	1,627	2,263	-0,64	72	
7	FODM em estágio inicial	8,465	11,787	-3,32	72	
9	vegetação em estágio pioneiro	5,502	5,922	-0,42	93	
10	vegetação em estágio pioneiro	11,246	12,508	-1,26	90	
12	via de acesso de 5a ordem	0,129	0,517	-0,39	25	
13	agrupamento arboreo	1,806	3,284	-1,48	55	
14	FODM em estágio inicial	11,439	12,302	-0,86	93	
15	FODM em estágio secundario medio	12,499	12,626	-0,13	99	
16	via de acesso de 6a ordem	0,323	0,443	-0,12	73	
17	FODM em estágio secundario medio	6,651	9,112	-2,46	73	
18	FODM em estágio inicial	2,961	4,117	-1,16	72	
19	via de acesso de 4a ordem	0,214	0,649	-0,43	33	
20	vegetação em estágio pioneiro	3,077	4,218	-1,14	73	
22	FODM em estágio inicial	5,449	7,575	-2,13	72	
23	FODM em estágio inicial	2,955	4,110	-1,15	72	
25	FODM em estágio inicial	2,936	4,082	-1,15	72	
27	FODM em estágio inicial	16,040	22,305	-6,26	72	
28	vegetação em estágio pioneiro	3,257	6,517	-3,26	50	
29	agrupamento arboreo	1,767	3,534	-1,77	50	
30	vegetação em estágio pioneiro	3,061	6,125	-3,06	50	
42	campo antropico	22,779	45,557	-22,78	50	
59	agrupamento arboreo	2,735	5,471	-2,74	50	
64	agrupamento arboreo	3,212	6,423	-3,21	50	
65	FODM em estágio inicial	8,644	15,750	-7,11	55	
70	agrupamento arboreo	14,544	29,087	-14,54	50	
72	agrupamento arboreo	3,230	6,460	-3,23	50	
73	campo antropico	3,060	6,120	-3,06	50	
76	vegetação em estágio pioneiro	1,632	2,724	-1,09	60	
81	vegetação em estágio pioneiro	1,346	2,250	-0,90	60	
83	vegetação em estágio pioneiro	2,946	4,918	-1,97	60	
84	vegetação em estágio pioneiro	2,322	4,646	-2,32	50	
85	campo antropico	2,422	4,844	-2,42	50	
87	campo antropico	5,603	11,206	-5,60	50	
88	agrupamento arboreo	7,742	15,484	-7,74	50	
90	vegetação em estágio pioneiro	0,632	1,053	-0,42	60	
104	vegetação em estágio pioneiro	1,701	2,839	-1,14	60	
105	vegetação em estágio pioneiro	7,049	11,756	-4,71	60	
107	FODM em estágio inicial	10,966	15,250	-4,28	72	
						manejo grupo 2
Vj	Uso e Ocupação da Terra	Cr	Ci	distância relativa	adq	
108	vegetação em estágio pioneiro	4,330	8,674	-4,34	50	
109	vegetação em estágio pioneiro	1,211	2,021	-0,81	60	
110	vegetação em estágio pioneiro	8,211	8,831	-0,62	93	
113	vegetação em estágio pioneiro	6,033	6,487	-0,45	93	
114	FODM em estágio inicial	17,494	17,671	-0,18	99	
115	vegetação em estágio pioneiro	3,986	4,286	-0,30	93	
116	vegetação em estágio pioneiro	6,538	7,031	-0,49	93	
117	via de acesso de 5a ordem	0,279	0,417	-0,14	67	
118	vegetação em estágio pioneiro	0,778	0,837	-0,06	93	
119	via de acesso de 4a ordem	0,541	1,640	-1,10	33	
120	vegetação em estágio pioneiro	7,015	7,548	-0,53	93	
121	via de acesso de 4a ordem	0,525	1,591	-1,07	33	
122	vegetação em estágio pioneiro	7,320	8,826	-1,51	83	
123	campo antropico	5,776	11,551	-5,78	50	
136	FODM em estágio inicial	11,054	15,353	-4,30	72	
137	vegetação em estágio pioneiro	6,725	11,209	-4,48	60	
138	vegetação em estágio pioneiro	2,110	4,221	-2,11	50	
139	FODM em estágio inicial	15,559	21,609	-6,05	72	
141	vegetação em estágio pioneiro	4,301	8,604	-4,30	50	

Vj = vértice correspondente ao uso do arco (Aij); Cr = custo real do arco (Aij); Ci = custo ideal do arco (Aij); distância relativa = (Cr-Ci); adq = adequabilidade

A partir dos gráficos de dispersão e das tabelas de identificação dos vértices e arcos, foi investigado em SIG se ocorriam aglomerados de arcos pertencentes ao grupo prioritário de manejo no espaço geográfico, que então representariam as áreas prioritárias de manejo. Esta decisão foi baseada na premissa de que aonde há concentração de áreas de adequabilidade moderada o esforço de manejo para alcançar a adequabilidade ideal é menor. Além disso, a existência de pressões de usos altamente impactantes próximas as florestas deste grupo são mais facilmente definidas. Para obter essa resposta o primeiro passo foi verificar quais os cursos de água que reúnem o maior conjunto de arcos com o grau de adequabilidade média. Para tanto, foram identificados os vértices e arcos que apresentam tal condição (tabelas 9 a 11) nos mapas representados pelas figuras 18 a 20. O critério para definição do aglomerado foi a quantidade e o

tamanho dos arcos pertencentes ao grupo de prioridade de manejo, analisados por trechos da sub-bacia a que pertencem. A figura 17 esclarece sobre estes critérios, ou seja, os cursos de água foram observados como recortes de microbacias definidos a partir do curso principal (Figura 15 a,b) e selecionados para as áreas prioritárias de manejo somente se a quantidade de arcos do grupo prioritário representassem 1/3 da quantidade de cursos de água e/ou ocupassem 1/3 do recorte analisado. Além disso, os trechos de curso de água foram agrupados em uma só área prioritária (. Figura 15 a,a`), em função das proximidades e densidades de aglomerados de arcos.

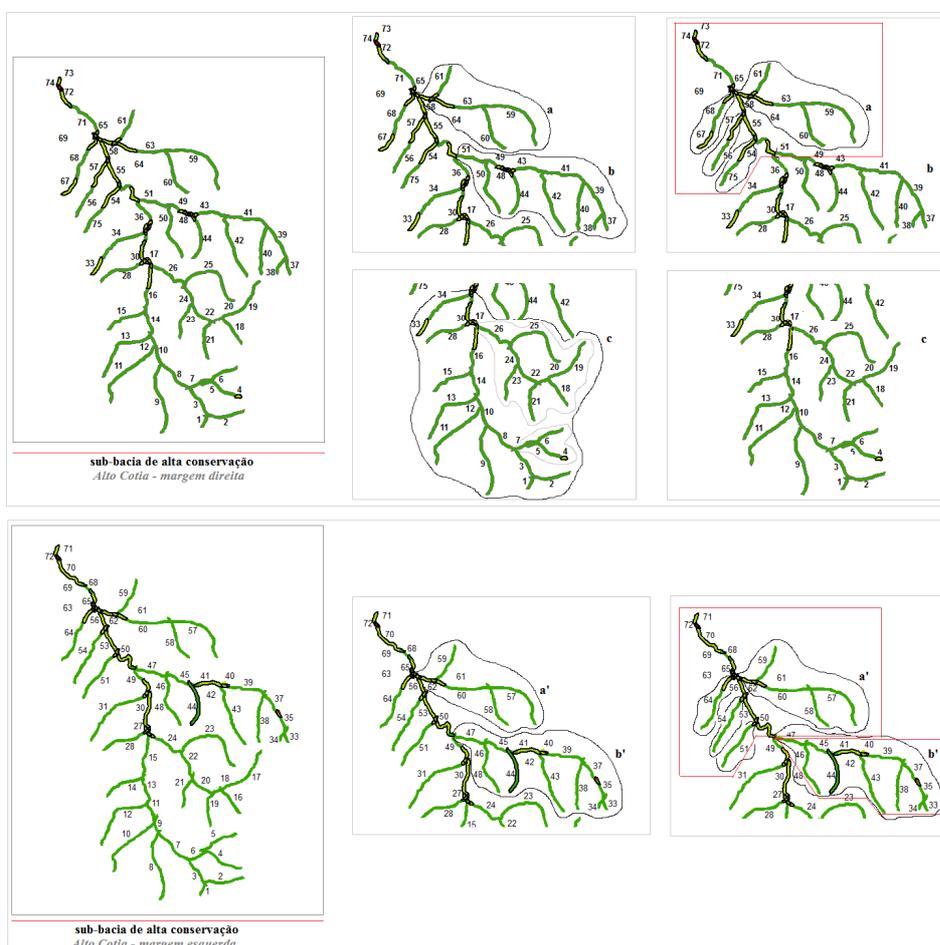


Figura 17. Critérios para definição das áreas prioritárias para manejo. (a) e (a`) têm 5 cursos de água contendo 3 arcos do grupo prioritário e portanto formador de uma área prioritária; (b) têm 11 cursos de água e 2 arcos; (b`) têm 11 cursos de água e 4 arcos; (c) o número de arcos é inferior a 1/3 do trecho analisado

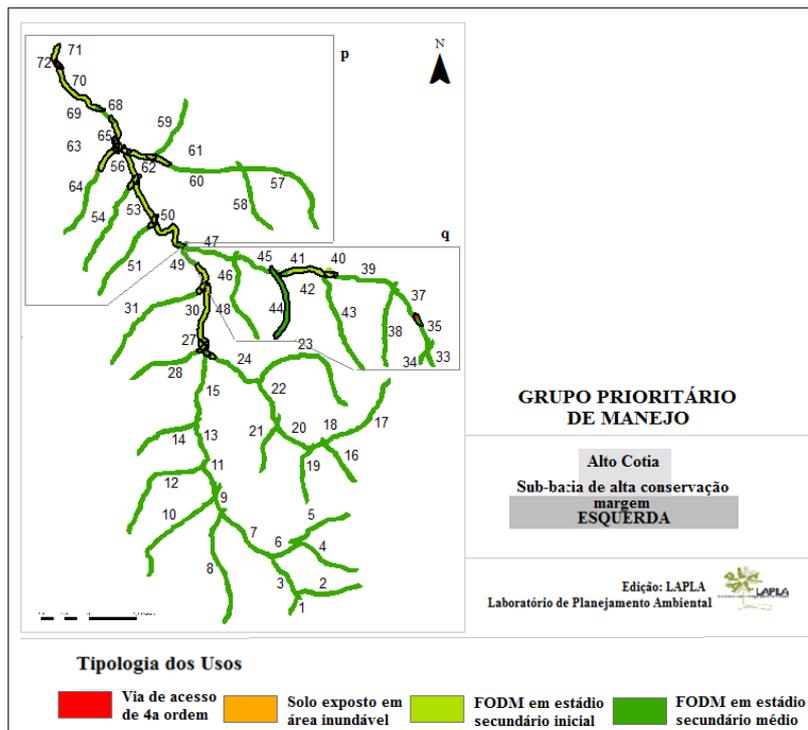


Figura 18. Identificação das áreas de corredor fluvial prioritárias para manejo na sub-bacia de alta conservação. (p) e (q) correspondem as duas áreas caracterizadas pela concentração de arcos prioritários para o manejo. Os números variantes de 1 a 74 correspondem ao número dos Vértices (Vj) correspondentes a tabela 9

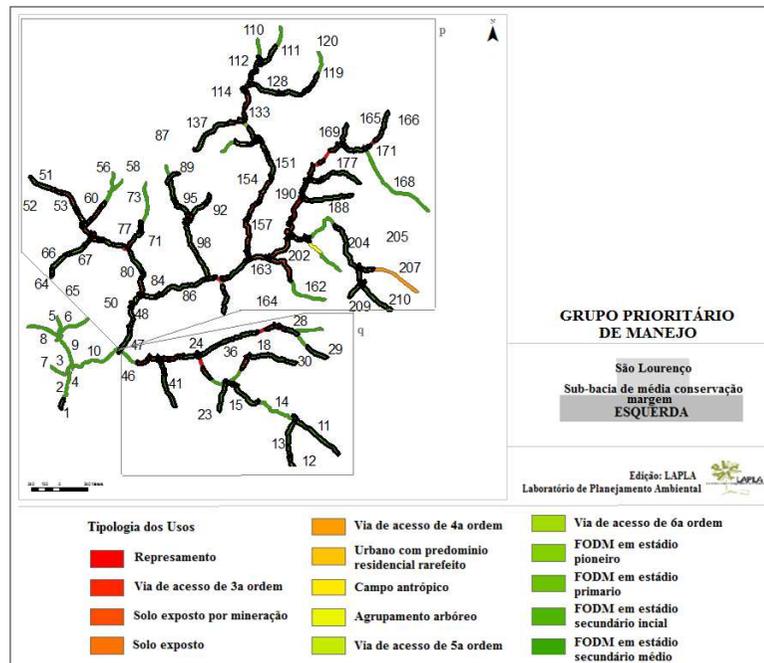


Figura 19. Identificação das áreas de corredor fluvial prioritárias para manejo na sub-bacia de média conservação. (p) e (q) correspondem as duas áreas caracterizadas pela concentração de arcos prioritários para o manejo. Os números variantes de 1 a 210 correspondem ao número dos Vértices (Vj) correspondentes a tabela10

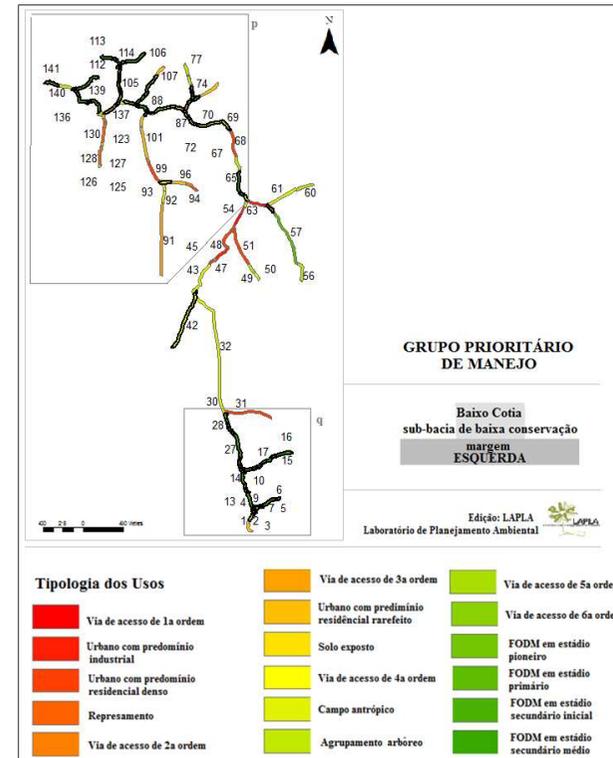


Figura 20. Identificação das áreas de corredor fluvial prioritárias para manejo na sub-bacia de baixa conservação. (p) e (q), correspondem as duas áreas caracterizadas pela concentração de arcos prioritários para o manejo. Os números variantes de 1 a 141 correspondem ao número dos Vértices (Vj) correspondentes a tabela 11

5.3.1. Identificação dos caminhos ótimos em áreas prioritárias de conservação

Para cada área prioritária foram definidos caminhos ótimos para implementar o manejo dos corredores ecológicos. Existem vários propósitos para definir um caminho ótimo, como por exemplo, custo mínimo com manejo previsto arco a arco, ou manejo na menor distância possível, no maior agrupamento possível de arcos, assim por diante.

Neste estudo foi definido como exercício a determinação do caminho ótimo como aquele que contempla o máximo número de arcos para um dado vértice inicial, partindo da área prioritária de manejo, onde há predomínio de adequabilidades médias. Nesta perspectiva, os caminhos ótimos foram definidos sob duas visões: (i) segmentos restritos às áreas prioritárias de manejo ou (ii) iniciando em uma área prioritária, mas podendo se prolongar ou incluir trechos de outras áreas. Dessa forma, sob a primeira visão, tanto os vértices iniciais como finais foram pré-definidos e na segunda o caminho ótimo foi procurado dentre todas as possibilidades de caminhos, sem restringir um vértice final. Com isso, independentemente da alternativa (i,ii), ao definir os caminhos de máximo número de arcos todos os corredores com grandes probabilidades de abrigo para pequenos mamíferos a partir de um pequeno esforço de manejo puderam ser visualizados, considerando que ao longo dos cursos ocorrem segmentos combinados tanto de alta como de baixa adequabilidade.

Assim, os critérios para definição dos caminhos ótimos foram: primeiro, fixar os vértices iniciais nas áreas prioritárias (p e q, figuras 17 a 19), o que garantiu um universo amostral composto de todos os caminhos possíveis³ (701 caminhos para a sub-bacia de alta conservação; 3421 para a de média conservação e; 1578 para a de baixa conservação). Segundo, dentre todos os caminhos possíveis foram selecionados aqueles de maior tamanho em termos de quantidade de arcos (para o vértice final fixado ou não), isto conforme a seguinte sequência de regras: (i) para cada vértice inicial apenas um caminho poderia ser escolhido; (ii) se houver mais de um caminho possível de mesma quantidade de arcos, aquele de menor distância relativa deverá ser escolhido; (iii) se as distâncias relativas for semelhantes, deverá ser escolhido aquele de maior custo real. A

³Anexo 3 – Conjunto de caminhos mínimos possíveis para a área de prioridade de manejo. Acessível em CD

tabela 12 exemplifica este julgamento, que em outras palavras significa escolher o caminho de máxima quantidade de arcos (i), com a menor distância relativa do caminho ideal (ii) e de maior comprimento (iii).

Tabela 12. Exemplificação da escolha do caminho ótimo

sub-bacia de alta conservação													
vértices		custo		distância relativa	caminhos possíveis								
Vj	Vi	real	ideal		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9
27	1	259,47	259,54	-0,07	1	3	7	9	11	13	15	26	27
27	2	293,8	293,9	-0,07	2	3	7	9	11	13	15	26	27
27	4	280,32	280,39	-0,07	4	6	7	9	11	13	15	26	27
27	5	273,87	273,94	-0,07	5	6	7	9	11	13	15	26	27
68	50	172,83	173,07	-0,24	50	53	56	63	68				
68	53	102,58	102,82	-0,24	53	56	63	68					
68	62	23,76	24	-0,24	62	62	63	68					
68	49	200,7	200,9	-0,24	49	50	53	56	63	68			
68	59	179,6	179,84	-0,24	59	62	63	68					

→ caminho ótimo G(27;2)

→ caminho ótimo G(68;49)

- *Caminhos ótimos a partir de um vértice inicial pré-definido*

Dos caminhos possíveis e pelos critérios de seleção, foram definidos 204 caminhos ótimos, dos quais 16 pertencem a sub-bacia de alta conservação; 136 a de média conservação e 52 a de baixa conservação. A tabela 13 apresenta todos os caminhos selecionados. As figuras 21 a 23 exemplificam alguns destes caminhos e esclarece sobre a capacidade do método de definir caminhos que extrapolam as áreas definidas como prioritária. Neste caso o método pode ser utilizado para identificar trechos do corredor ecológico que demandam um manejo imediato para o sucesso dos caminhos ótimo, contemplando todos os caminhos e manchas possíveis, independentemente destes caminhos estarem ligando duas mancha florestal (inicial e final) pré-definidas, como comumente eles são avaliado a partir das métricas paisagem ou modelagem de paisagens protegidas (BUNN et al 2000; JORDÁN et al. 2003; JORDÁN et al. 2007; KEITT & PINTO 2009).

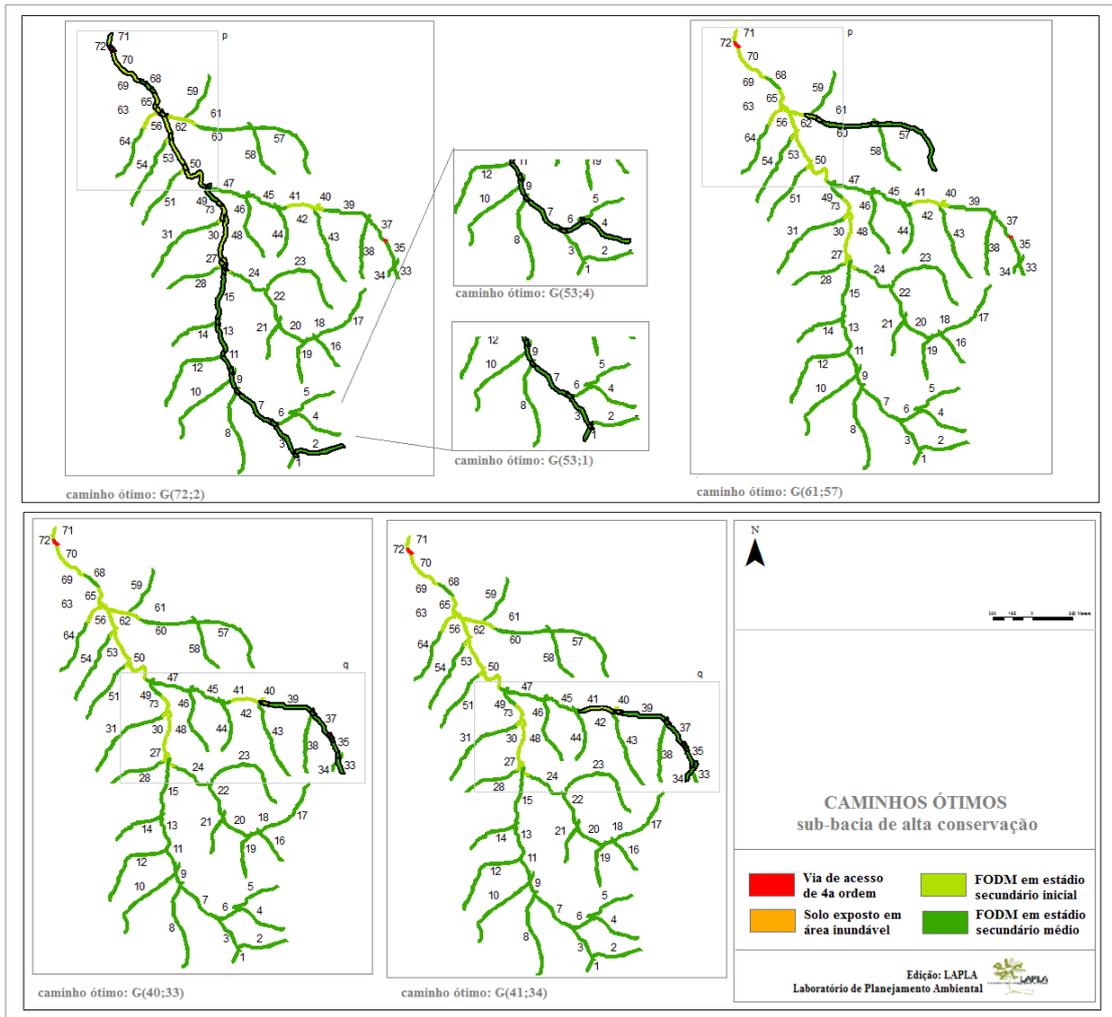


Figura 21. Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de alta conservação a partir de um vértice inicial pré-determinado

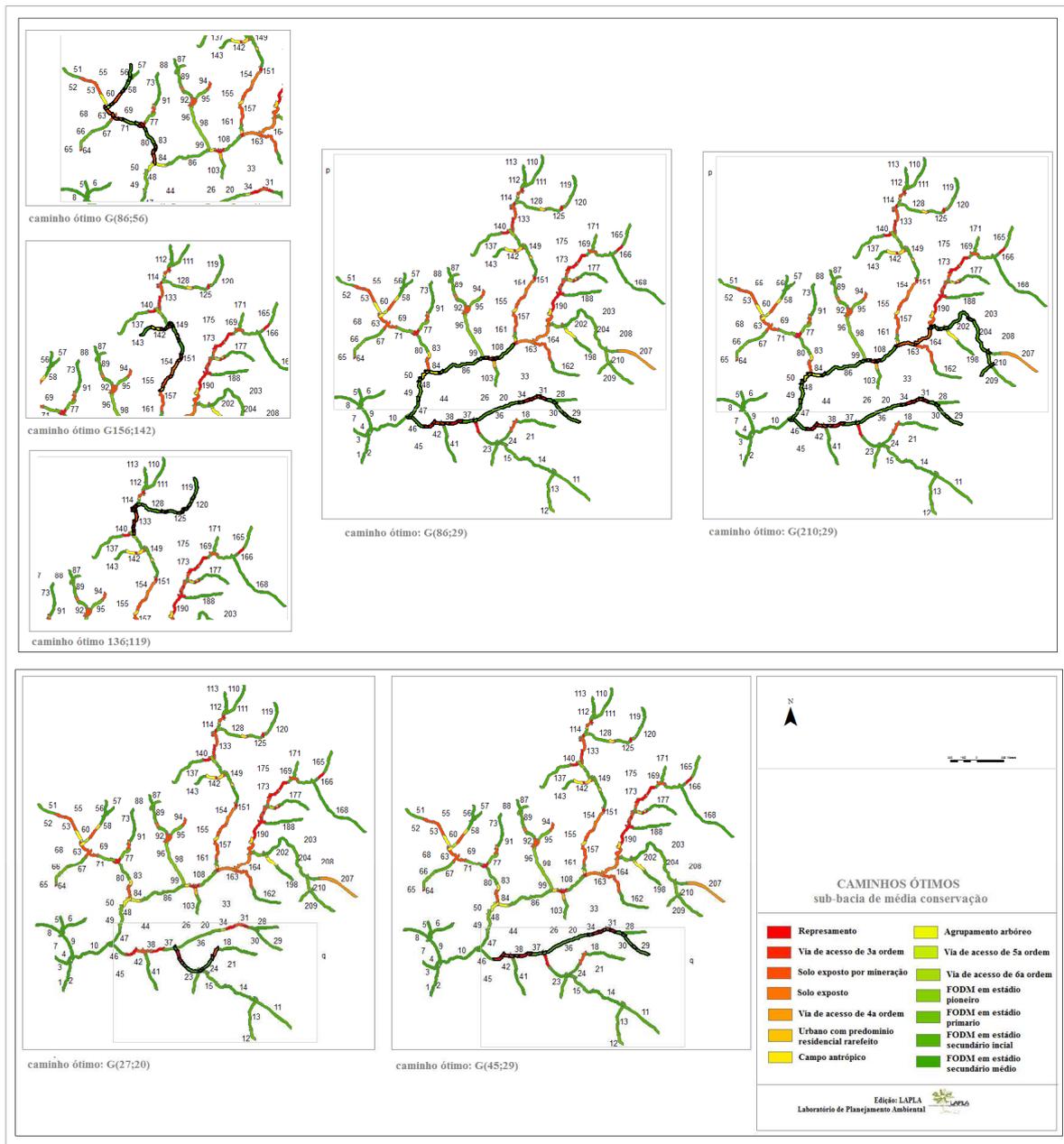


Figura 22. Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de média conservação a partir de um vértice inicial pré-determinado

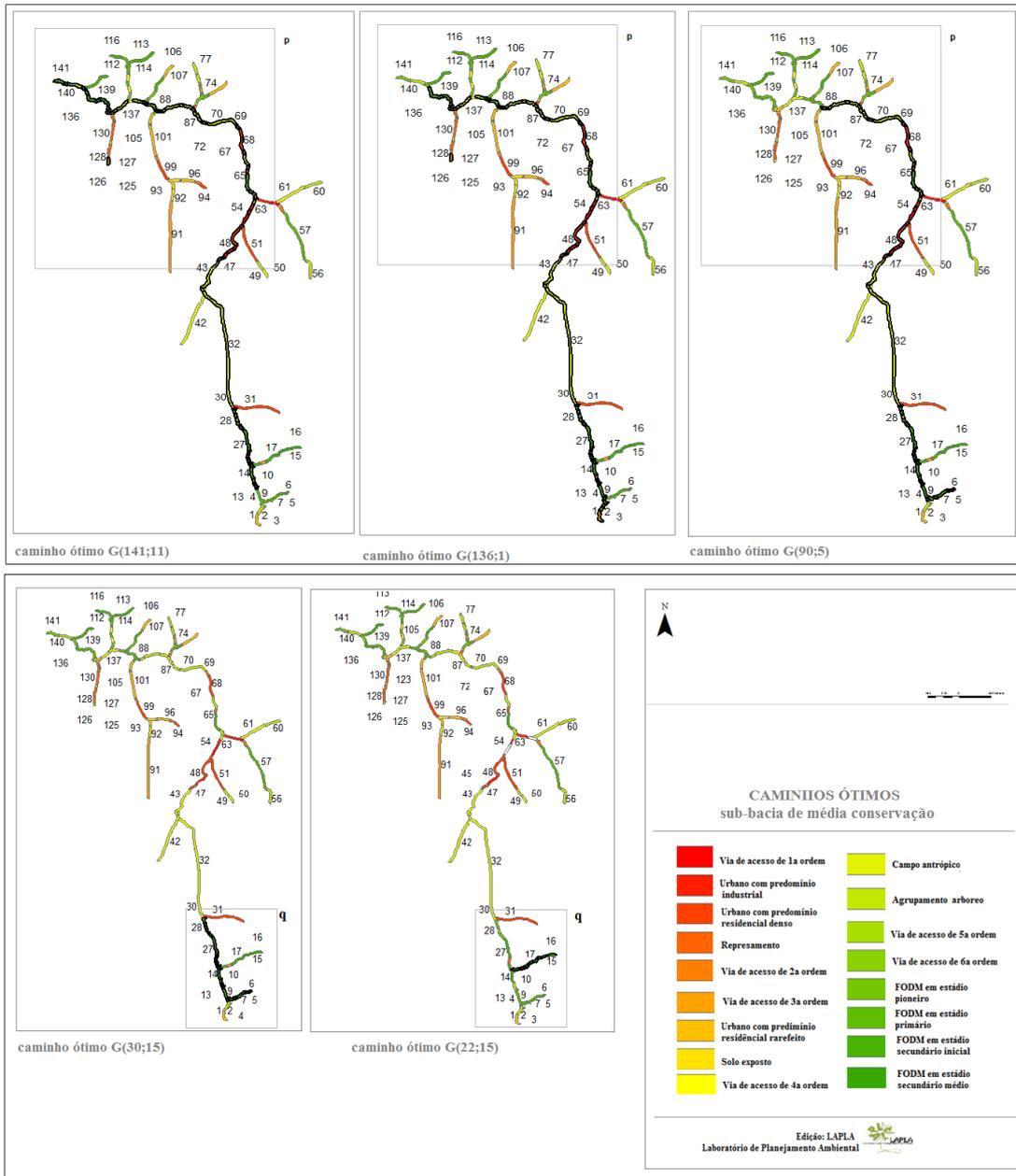


Figura 23. Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de baixa conservação a partir de um vértice inicial pré-determinado

- *Caminhos ótimos com vértices iniciais e finais pré-definidos*

Os caminhos ótimos definidos para vértices iniciais e finais conhecidos e restritos a área prioritária permitem o manejo compartmentado da sub-bacia, isto é, esforços de manejos focais para áreas de adequabilidade semelhantes. Para as sub-bacias os caminhos de investimento prioritário (tabela 14) somaram 157 caminhos ótimos, 11 para a sub-bacia de alta conservação, 107 para a de média conservação e 39 para a de baixa conservação. Alguns destes caminhos podem ser observados nas figuras 24 a 26.

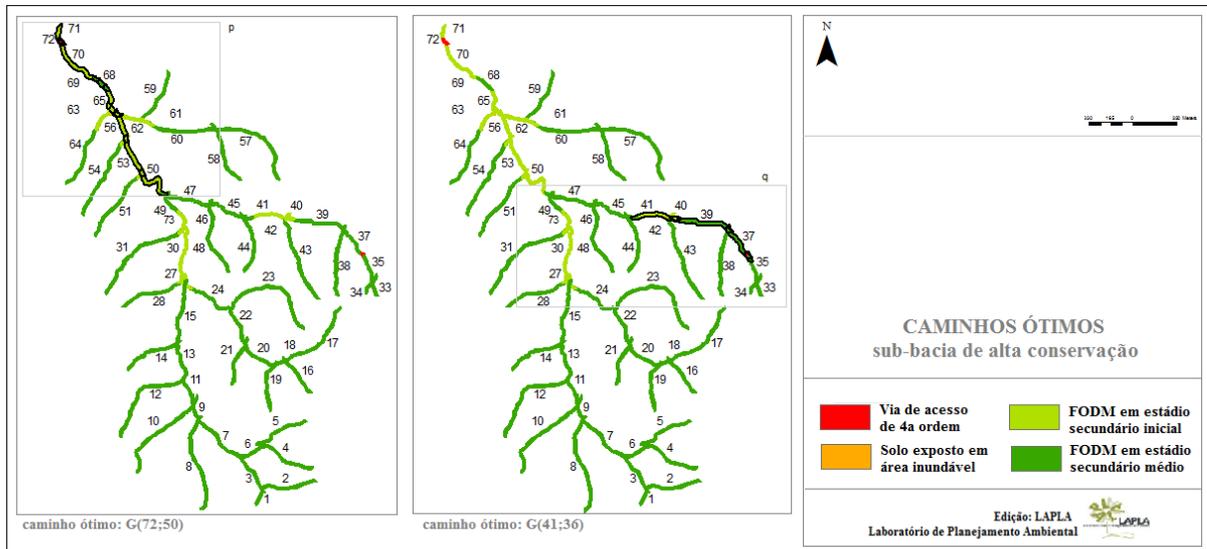


Figura 24. Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de alta conservação restritos a uma área prioritária de manejo (vértices iniciais e finais fixados junto aos arcos prioritários para manejo)

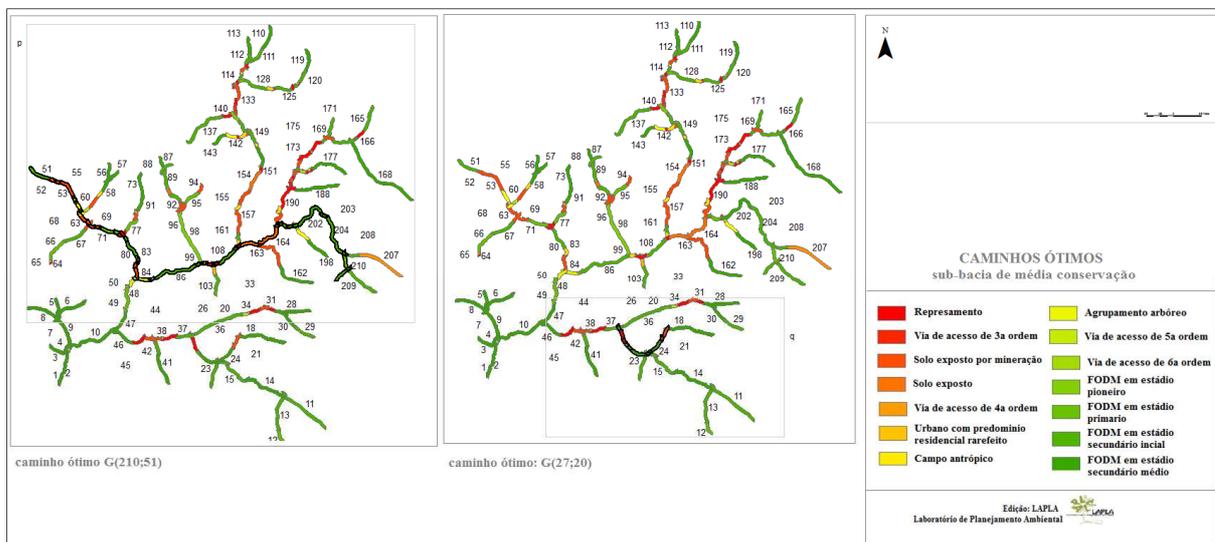


Figura 25. Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de média conservação, restritos a uma área prioritária de manejo (vértices iniciais e finais fixados nos arcos prioritários de manejo)

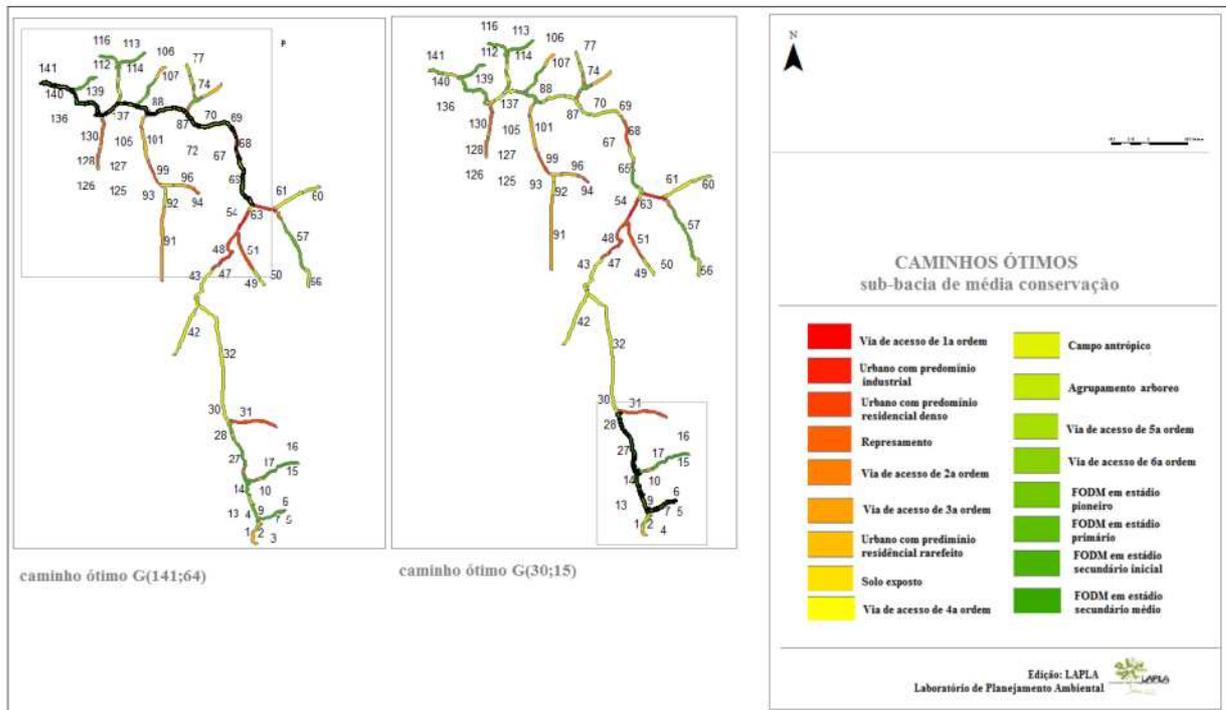


Figura 26. Representação dos caminhos ótimos da sub-bacia de baixa conservação, restritos a uma área prioritária de manejo (vértices iniciais e finais fixados nos arcos prioritários de manejo)

5.4. Identificação dos caminhos ótimos para ligação de manchas florestais pré-definidas

Neste estudo de sensibilidade do modelo, a proposta foi definir caminhos viáveis partindo da maior mancha florestal em estágio secundário médio (simulação de *source patch*), com fator de atrito zero, em direção as outras manchas florestais também em estágio médio, mas de menores dimensões (simulação de *sink patch*). A figura 27 exemplifica esse exercício, sendo o vértice 168 selecionado por atender essas premissas. Porém, condicionamos que os trechos de floresta de menor tamanho não poderiam ser inferiores que 45% do valor do comprimento da floresta núcleo em relação ao curso de água. Neste exercício, a floresta núcleo alongava-se no curso principal em 839,9m, o que determinou a escolha dos vértices 10, com floresta de 500,1m; 14 com 409,7m e; 162 com 483,2m.

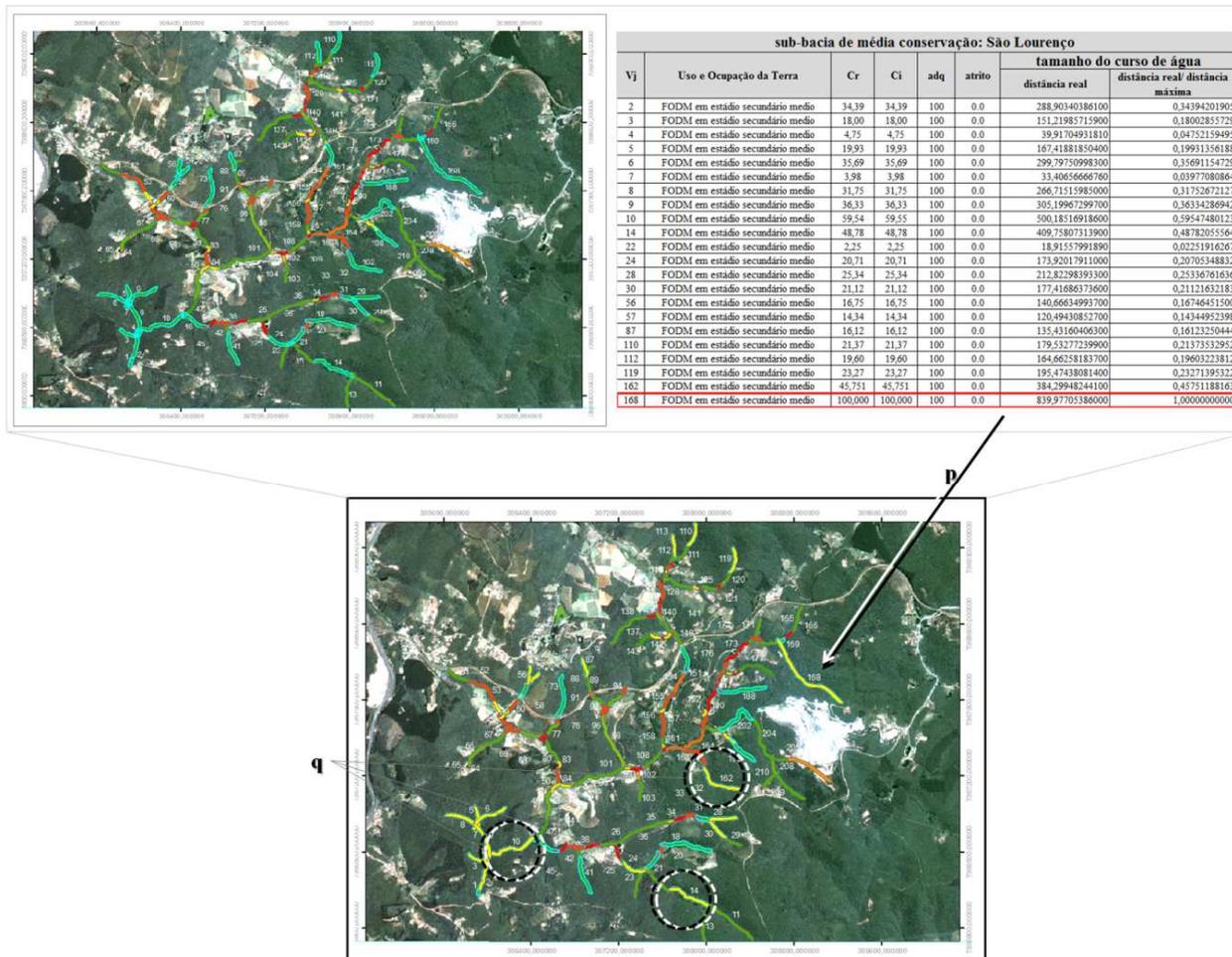


Figura 27. Identificação dos cursos de água associados aos trechos de fragmentos florestais de máxima adequabilidade e atrito nulo, floresta núcleo (p) e florestas de conexão (q)

Os caminhos foram investigados fixando o vértice 168 como inicial e os três cursos de água de conexão como vértices finais, ou seja, compartimentando os caminhos em trechos (figura 28). A escolha do caminho viável pode ser, por exemplo, definida para aquele que contempla o número máximo de arcos. Neste caso, o caminho G(168;14), figura 28b, seria o ideal. Por outro lado, se a escolha for definida para o menor esforço de manejo, definido em função da menor distância relativa entre cenários (fator utilidade real próxima do ideal), podemos optar pelo caminho G(168;10). Já o caminho G(168;162), (figura 26c) é o menor caminho em termos de números de arcos a serem manejados, porém possui a segunda maior distância relativa entre cenários, o que indica a existência de trechos de rio com baixa adequabilidade.

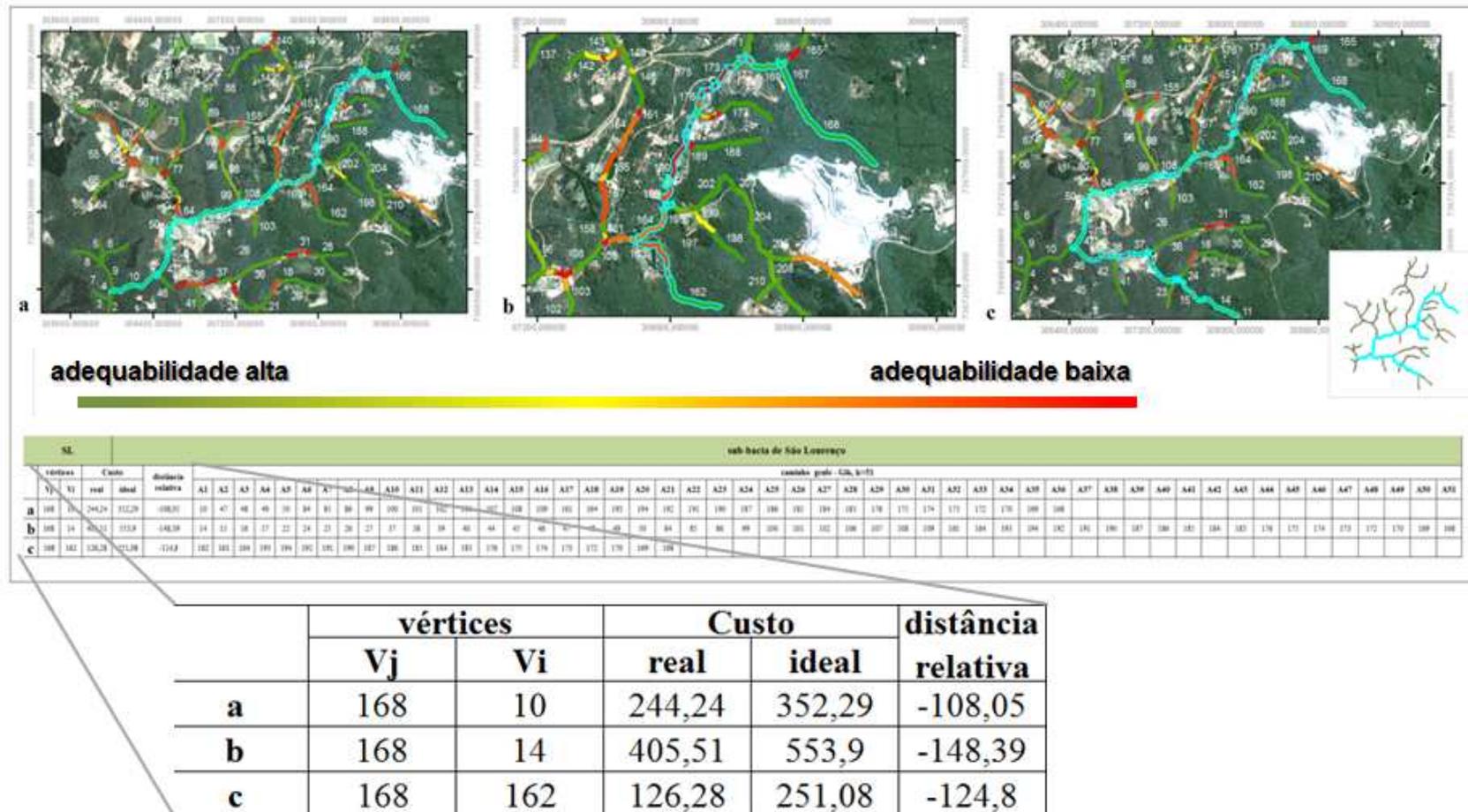


Figura 28. Identificação dos caminhos ótimos para o propósito de ligação entre fragmentos florestais pré-selecionados

Discussão

Este estudo apresenta alguns exemplos que têm o objetivo de evidenciar as possibilidades do uso do método aqui proposto como caminho de decisão para o planejador, que dão um passo além da aplicação de métricas da paisagem. Também devemos considerar que a conservação no âmbito do planejamento ambiental costuma ser aplicado a áreas extensas e de ampla complexidade de arranjos mosaicados, cuja situação pode ser mais bem explicada pela visualização do grafo que representa as condições de borda dos cursos de água. Zhang e Wang (2006) ressaltam a importância das métricas no planejamento de áreas urbanizadas, mas lembram que elas muitas vezes se sobrepõem ou são de interpretação muito complexa, o que dificulta responder as premissas do planejamento. É importante ressaltar que o método proposto não resolve exatamente as limitações resultantes do uso de métricas, pois em áreas muito complexas, que demandam uma série de informações e diversas premissas condicionantes de análise, o banco de dados é muito grande, obrigando a reduzir critérios e, conseqüentemente, reduzir a real complexidade do lugar. Porém, ele pode definir um processo de decisão mais flexível para o planejador, trabalhando concomitantemente com diferentes alternativas de ação. Outra questão importante relaciona-se a aplicação teoria dos grafos. Bunn e colaboradores em 2000 defenderam que as modelagens via grafo seriam capazes de, com poucas informações e com fácil interpretação, subsidiar medidas de conservação. De fato, a contribuição desta estratégia é importantíssima, presente nos trabalhos sobre conectividade em todo o mundo (BUNN et al. 2000; JORDÁN et al. 2003; JORDÁN et al. 2007; KEITT & PINTO 2009; SAURA & TONÉ, 2009; GALPERN et al. 2010). Entretanto, para o planejamento ambiental de grandes áreas, ao contrário do que os autores sugeriram, a interpretação dos grafos é muito complexa. Supomos que, por essa razão, muitos autores simplificam a paisagem, trabalhando-a como habitat e não-habitat (KEITT et al. 1997; URBAN & KEITT, 2001). Neste sentido, o método superou as expectativas, porque ele permitiu trabalhar com um grande conjunto diverso de dados sobre uso da terra e condição de qualidade de habitat. Destaca-se, porém, que consideramos como melhor qualidade do método a sua capacidade de permitir a seleção e o ajuste de medidas que conduzem a um cenário desejado, podendo ser visto como um método de modelagem aberta e replicável.

A construção de um modelo matemático para definir os melhores caminhos dentro de uma rede hidrográfica que expressem as áreas para conservação e as prioritárias para o manejo, baseado na estrutura da paisagem e na Teoria dos Grafos, se mostrou eficaz. O método foi capaz de identificar o gradiente de conservação dos corredores ecológicos entre diferentes bacias hidrográficas, bem como os fatores que influenciam os padrões e distribuições espaciais da dispersão dos usos, fornecendo informações quantitativas que não seriam percebidas em paisagens heterogêneas somente pela interpretação dos mapas de uso e ocupação da terra. Além disso, a proposta de trabalhar com um grafo acíclico em conjunto com os gráficos de dispersão permitiu identificar espacialmente trechos de curso de água associados a florestas que concentram segmentos de usos mais adequados para ocupação por pequenos mamíferos ou de maior prioridade de manejo. Para um planejador ambiental essa resposta é de vital importância, principalmente em corredores ecológicos muito mosaicados, de difícil distinção de padrões entre as combinações de uso. Em outras palavras, o método é mais indicado para áreas complexas, onde a imagem de satélite pode não ser suficiente para identificar os efeitos estocásticos dos padrões de uso e ocupação da terra sobre a conectividade nos corredores ecológicos.

A grande vantagem do modelo é permitir que o planejador defina os caminhos ótimos para manejo de acordo com seus próprios critérios, ou seja, há maior flexibilidade de trabalho, podendo-se manipular diversas hipóteses e obter uma amplitude de respostas como a definição de caminhos de menor custo, de caminhos de máximo tamanho, de caminhos de menor custo relativo e máxima distância, de caminhos de distância mínima, entre outras alternativas. Pode-se, efetivamente, trabalhar com uma combinação de alternativas que obtêm uma única resposta.

O algoritmo desenvolvido neste estudo é de fácil compreensão e acessível, mas a sua amplitude de respostas tem a desvantagem de ser trabalhosa, é de difícil interpretação para um usuário e exige um *hardware* que possa lidar com um extenso banco de dados. Desta forma, para planejadores de um município ou estado, comumente de nível médio ou de formação básica em informática, o método demanda treinamento pessoal, além de equipamento robusto que sustente o banco de dados e os *softwares* de manipulação.

Por estas considerações, este modelo é mais indicado quando o planejamento envolve grandes bacias hidrográficas de alta heterogeneidade, principalmente quando precisam ser comparadas entre si para tomar decisões sobre manejo.

Referências Bibliográficas

- ADRIAENSEN, F.; CHARDON, J.P.; BLUST, G.; SWINNEN, E.; VILLALBA, S.; GULINCK, H. & MATTHYSEN, E. **The application of 'least-cost' modeling as a functional landscape model** . Landscape Urban Planning. v64 p233-247. 2003
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC: lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Decreto n.º 4.340, de 22 de agosto de 2002. 5 ed. 56p 2004
- BAUDRY, J. & MERRIAM, H.G. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes 1988 In: SCHREIBER, K-F. (hrsg) **Connectivity in landscape ecology**. Proceedings of the 2nd international seminar of the “international association for landscape ecology”Münster 1987. Ferdinand Schöningh – Paderborn. P23-38 1988
- BEIER P. & NOSS.R.F. **Do habitat corridors provide connectivity?** Conservation Biology v 12 n6 p 1241-1252. 1998
- BEGON, M. TOWSEND, C.R. & HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas** 4ª Ed. Ed Artmed Porto Alegre 2007
- BODE, M.; BURRAGE, K. & POSSINGHAM, H.P. **Using complex network metrics to predict the persistence of metapopulation with asymmetric connectivity patterns**. Ecological Modeling v214 p201-209. 2008
- BUNN, A.G. & KEITT, T.H. **Landscape connectivity: A conservation application of graph theory**. Journal of Environmental Management. V59 p265-278. 2000
- BUNN, A.G., URBAN, D.L. & KEITT, T.H. **Landscape connectivity: A conservation application of Graph Theory**. Journal of Environmental Management. v59 p265-278. 2000
- CADENASSO ML, PICKETT STA, WEATHERS KC & JONES CG. . **A framework for a theory of ecological boundaries**. BioScience 53: 750–758. 2003
- CALABRESE, J.M. & FAGAN, W.F. **A comparison shoppers' guide to connectivity metrics: Trading off between data requirements and information content**. Frontiers in Ecology and Environment. v2 p529-536.2004
- CANTWELL, M. D. & FORMAN, R.T.T. **Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes**. Landscape Ecology v8 n4 p239-251.1993
- CHETKIEWICK, C-L.B.; ST CLAIR, C.C. & BOYDE, M.S. **Corridors for conservation integrating pattern and process**. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. V37 p 317 – 342. 2006
- COELHO NETTO, A L & AVELAR, A S. **Uso da terra e dinâmica hidrológica**. In: SANTOS, R.F. (Org.). Fenômenos Naturais ou Desastres Induzidos? Uma cartilha de orientação sobre vulnerabilidade ambiental. Ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Qualidade Ambiental, 2007

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. Decreto n.º 99.274.340, de 06 de junho de 1990. resolução 303 de 20 de março de 2002 4p (áreas de preservação permanente)

COOK, E.A. **Landscape Structure Indices for Assessing Urban Ecological Networks**. Ecological Modelling. v58 p269-280. 2002

CORMEN, T.H.; LEISERSON, C.E.; RIVERST, R.L. & STEIN, C. **Algoritmos – Teoria e Prática**. 2a Ed. Ed. Elsevier, 2002 5a impressão.

FAHRIG, L. & MERRIAM, G. **Conservation of fragmented populations**. *Conservation Biology* v8 p50-59 1994

FISHER, S.G. & WELTER, J.R. **Flowpatches as integrators of heterogeneity in streams and landscape**. in: LOVETT, G.M.; JONES, C.G.; TURNER, M.G. & WATHERS, K.C. (eds) **Ecosystem function in heterogeneous landscape**. Ed Springer p279 -309 2005

FORERO-MEDINA, G., VIEIRA, M. V., GRELE, C. E. & ALMEIDA, P. J. **Body Size and extinction risk on Brazilian carnivores**. *Biota Neotropica* v9 n2:p45-49.2009

FORTIN, M.-J. & DALE, M. **Spatial analysis: A guide for ecologists**. Cambridge University Press 2005

FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. Patches and structural components for a landscape ecology *Bio Science* v31 n 10 1981. In: WIENS, J.A.; MOSS, M.R.; TURNER, M.G. & MCADENOFF, D.J.(EDS) **Foundation papers in landscape ecology**. Columbia University Press. Nw York 2006

GALPERN, P.; MANSEAU, M. & FALL, A. **Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation**. *Biological Conservation* 2010

GARCIA-FECED, C.; SAURA, S. & ELENA ROSSELLÓ, R. **Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation**. *Forest Ecology and Management*. V261 p154-161. 2011

GOEZ, S.J., JANTZ, P. & JANTZ, C.A. **Connectivity of Core Habitat in the Northeastern United State: Parks and Protected Areas in a Landscape Context**. *Remote Sensing of Environment*. v113 p 1421-1429. 2009

GUSTAFSON, E.J. & GARDNER, R.H. **The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization**. *Ecology* v77 n1 p 94-107 1996

HANSSONS, L. **Dispersal and patch connectivity as species-specific characteristics** in: SCHREIBER, K-F. (hrsg) **Connectivity in landscape ecology**. Proceedings of the 2nd international seminar of the “international association for landscape ecology” Münster 1987. Ferdinand Schöningh – Paderborn. p111-113 1988

HARGROVE, W.W., HOFFMAN, E.M. & EFROYMSON, R.A. **A Practical Map-analysis Tool for Detecting Potential Dispersal Corridors**. *Landscape Ecology*. v20 p361-373. 2004

HARARY, F. **Graph Theory**. Addison–Wesley, Reading, MA. 1969

HEPCAN, S. HEPCAN, C.C., BOUWMA, I.M., JONGMAN, R.H.G. & ÖZKAN, M.B. **Ecological Network as a New Approach for Nature Conservation in Turkey: A Case Study of Izmir Province.** Landscape and Urban Planning. v90 p143-154. 2009

HIDDING, M.C. & TEUNISSEN, A.T.J. **Beyond fragmentation: new concepts for urban-rural development.** Landscape and Urban Planning. v58 p297-308. 2002

HILTY, J.A. LIDICKER, W.Z.JR & MERENLENDER, A.M. **Corridor Ecology – the science and practice of linking landscape for biodiversity conservation.** Ed Island Press 323pp 2006

IBGE – **Manual Técnico do Uso da Terra** (manuais técnicos m geociências n7) Rio de Janeiro 1999

JÓRDAN, F; Báldi, A.; Orci, K-M; Ráck, I.; & Vargas, Z. **Characterizing the importance of habitat patches and corridor in maintaining the landscape connectivity of Phleoptera transsylvanica (Orthoptera) metapopulation.** Landscape Ecology v18 p83-92 2003

JÓRDAN, F., MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., VASA, V. & KÖDÖBÖCZ, V. **Carabids (Coleoptera: Carabidae) in a Florest Patchwork: a Connectivity Analysis of the Bereg Plain Landscape Graph.** Landscape Ecology. v22 p1527-1539. 2007

KEITT, T.H.; URBAN, D.L. & MILNE, B.T. **Detecting critical scales in fragmented landscape.** Conservation Ecology [online] v1(1): 4 1997 disponível no endereço eletrônico: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>.

KENDALL, B.E.; BJORNSTAD, O.N.; BASCOMPTE, J. KEITT, T.H. & FAGAN, W.F. **Dispersal, nvironmental correlation, and spatial synchrony in population dynamics.** The American Naturalist v155(5) p628-636. 2000

LANG, S. & BLAKSCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG.** Oficina de textos. 2009

LEVINS, R. **Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control.** Bulletin of the Entomological Society of America v15 p237-240. 1969 in: WEINS, J.D.; MOSS, M.R.; TURNER, M.G. & MLADENOFF, D.J. (eds) **Foundation Papers in landscape ecology.** Columbia University Press 2006.

LEFKOVITCH & FAHRIG, **Spatial characteristics of habitat patches and population survivor** 1985 In: WIENS, J.A.; MOSS, M.R.; TURNER, M.G. & MCADENOFF, D.J. (EDS) **Foundation papers in landscape ecology.** Columbia University Press. Nw York 2006

LINDENMAYER, D. B., & FISCHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change.** Island Press: Washington D.C. 2006.

LOVETT, G.M.; JONES, C.G.; TURNER, M.G. & WATHERS, K.C. **Ecosystem function in heterogeneous landscape** in: LOVETT, G.M.; JONES, C.G.; TURNER, M.G. & WATHERS, K.C. (eds) **Ecosystem function in heterogeneous landscape.** Ed Springer p279 -309 2005

- MAGLE, S.B.; HEOBALD, D.M. & CROOKS, K.R. **A comparison fo metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA.** Landscape Ecology. v24 p267-280. 2009
- MAJKA, C.G., BOUSQUET, Y., & WESTBY, S. **The ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of the Maritime Provinces of Canada:review of collecting, new records, and observations on composition, zoogeography, and historical origins.** Zootaxa, v1590 p1–36. 2007
- MARCHAND, P. & G. HOULE. **Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants?** Forest Ecology and Management v223 p113-124. 2006
- MASON,J., MOORMAN,C., HESS,G. & SINCLAIR, K. **Designing Suburban Greenways to Provide Habitat for Forest-Breeding Birds.** Landscape and Urban Planning. v80 p153-164. 2007
- METZGER, J.P., ALVES, L.F., PADINI, R. DIXO, M., NOGUEIRA, A.A., NEGRÃO, M.F.F., MARTENSE, A.C. & CATHARINO, E.L. **Características ecológicas e implicações para a conservação da Reserva Florestal do Morro Grande.** Biota Neotropica v6(2) p 1-13. 2006
- METZGER, J.P., ALVES, L.F., GOULART, W., TEIXEIRA, A.M.G., SIMÕES, S.J.C. & CATHARINO, E.L. **Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande.** Biota Neotropica v6(2) p 1- 33. 2006
- NEGRÃO, M.F.F. & VALLADARES – PÁDUA, C. **Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande/SP.** Biota Neotropica v6 n2. 2006
- NAIMAN,R.J.; BECHTOLD, J.S.; DRAKE, D.C.; LATTERELL,J.J.; O’KEEFE, T.C. & BALIAN, E.V. **Origins; patterns and importance of heterogeneity in riparian systems.** in: LOVETT, G.M.; JONES, C.G.; TURNER, M.G. & WATHERS,K.C. (eds) **Ecosystem function in heterogeneous landscape.** Ed Springer p279 -309 2005
- PARDINI,R.; SOUZA, S.M. de; BRAGA-NETO, R. & METZGER, J.P. **The role of foret structure, fragmente size and corridors in maintaining small mammals abundance diversity in a Atlantic Forest lanscape.** Biological Conservation. v 124 p253-266. 2005
- PARDINI,R.; BUENO, A.A.; GARGNER, T.A.; PRADO, P.I. & METZGER, J.P. **Beyond the fragmentation threshold hypotheses: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscape.** Plos One v5 n10 p 1-10. 2010
- PARDINI, R. & UMETSU, F. **Pequenos mamíferos não voadores da RFMG - distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica.** Biota Neotrópica v6 n2. 2006
- PASSAMANI, M. & FERNANDEZ, F.A.S. **Movements of small mammals among Atlantic Forest fragments in Espirito Santo, Southeastern Brazil.** Mammalia v75. 2011*no prelo
- PE’ER, G., SALTZ, D. & FRANK,K. **Virtual Corridors for Conservation Managment.** Conservation Biology. v19(6) p1997-2003. 2005
- PEREIRA, M.A.S., NEVES, N.A.G.S. & FIGUEIREDO, D.F.C. **Considerações sobre a Fragmentação Territorial e as Redes de Corredores Ecológicos.** Geografia - v. 16, n. 2, jul./dez. 2007

- PICKETT, S.T.A. & MCDONNELL, M.J. Connectivity and the theory of landscape ecology. In: SCHREIBER, K-F. (hrsg) **Connectivity in landscape ecology**. Proceedings of the 2nd international seminar of the "international association for landscape ecology" Münster 1987. Ferdinand Schöningh – Paderborn. p17-19 1988
- PIRES, A.S.; LIRA, P.K., FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M. & OLIVEIRA, L.C. **Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil**. Biological Conservation v108 p 229-237. 2002
- PINTO, N. & KEITT, T.H. **Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach**. Landscape Ecology v24 p253-266. 2009
- ROUGET, M., COWLING, R.M., LOMBARD, A.T., KNIGHT, A.T. & KERLEY, G.I.H. **Designing Large-scale Conservation Corridors for Pattern and Process**. Conservation Biology v20(2) p549-561. 2006
- SAURA, S. & TORNÉ, J. **Conefor sensinode 2.2.: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity**. Environmental Modelling & Software. v29 p135-139. 2009
- SAURA ET AL 2011
- SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS (SEADE). Secretaria de Economia e Planejamento do Estado de São Paulo. **Perfil Municipal. Apresenta estatística socioeconômica sobre cidades paulistas**. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfil.php>>. Acesso em: 2 junho 2009.
- TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K & MERRIAM, G. **connectivity is a vital element of landscape structure**. Oikos v68 n3 p571- 1993
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. **On the usage and measurement of landscape connectivity**. Oikos v90 p7-19. 2000
- TURNER, M.G. GARDNER, R.F. & O'NEILL, R.V. **Landscape Ecology in Theory and Practice - pattern and process**. Ed _____ 420pp 2001
- UY, P.D. & NAKAGOSH, I. **Analyzing urban green space pattern and eco-network in Honai, Vietnam**. Landscape & Ecological Engineering v3 p143-157. 2007
- URBAN, D.L. & KEITT, T.H. **Landscape Connectivity: A graph-Theoretic Perspective**. Ecology v82(5) p 1205-1218. 2001
- VASAS, V., MAGURA, T. JORDÁN, F. & TÓTHMÉRÉSZ, B. **Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures**. Landscape Ecology. v24 p581–586. 2009
- VIERA DE CASTRO, E.B. & FERNANDEZ, F.A.S. **Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil**. Biological Conservation v119 p 73-80. 2004

VIEIRA, E.H.A. **Conservação ambiental em cenários de uso: medidas de mudanças, heterogeneidade e valoração da paisagem.** Tese de Doutorado Faculdade de Engenharia Civil - UNICAMP 192p 2010.

VILES, R.L. & ROSIER, D.J., **How to use roads in the creation of greenways: Case studies in three New Zealand Landscape.** Landscape & Urban Planning. v55 p15-27. 2001

VUILLEUMIER, S. & METZGER, R. **Animal dispersal modeling: Handling landscape feature and related animal choice.** Ecological Modelling v190 p159-170 2006

ZHANG, L. & WHANG, H. **Planning a Ecological Network of Xiamen Island (China) Using Metrics and Network Analysis.** Landscape and Urban Planning. v78 p449-456. 2006