

# DINÂMICA DA COBERTURA DO SOLO NO EXTREMO SUL DA SERRA DO ESPINHAÇO: MÉTRICAS DA PAISAGEM E A CONECTIVIDADE ENTRE ÁREAS PROTEGIDAS

*Renato Andrade REZENDE<sup>1</sup>  
José Francisco PRADO FILHO<sup>2</sup>  
Frederico Garcia SOBREIRA<sup>3</sup>  
Thiago Fernandes SANTOS<sup>4</sup>*

## Resumo

O extremo sul da Serra do Espinhaço, região central de Minas Gerais, ainda possui áreas muito preservadas com predominância da floresta estacional semidecidual, campos e campos rupestres, distribuídas de maneira contígua ao longo da Cadeia. Por sua importância biológica, a região possui uma grande concentração de áreas protegidas, criadas entre as décadas de 1960 e 1980, mas pouco se conhece sobre os padrões espaciais existentes da matriz onde estão inseridas tais unidades de preservação da biodiversidade. Com o intuito de se conhecer a estrutura espacial da paisagem foram realizadas análises temporais (1985 e 2008) da cobertura do solo para verificar o nível de fragmentação da flora nativa e suas implicações no isolamento das áreas protegidas. Observou-se que houve certa melhora nos índices de cobertura florestal ao longo do período, provavelmente ocasionada pela conexão entre pequenos fragmentos. As análises indicam que a paisagem sofreu pouca interferência antrópica e as áreas protegidas se mantiveram estruturalmente conectadas mesmo com o grande interesse mineiro-metalúrgico existente na região, pertencente ao Quadrilátero Ferrífero.

**Palavras-chave:** Fragmentação da Paisagem. Áreas Protegidas. Dinâmica da Cobertura do Solo. Biodiversidade.

## Abstract

### **Soil cover dynamics in the deep south of Espinhaço Range: landscape metrics and the connectivity among protected areas**

The deep south of Espinhaço Range, central region of Minas Gerais, still presents very preserved areas with predominance of semideciduous estational forest, fields and rupestres fields, distributed adjacently along the mountains chain. For its biological importance, the region shows a great concentration of protected areas created among the 1960's and 1980's, but little is known about the existing spatial patterns of these biodiversity preservation units' area. Aiming to know the landscape spatial structure, temporal analysis have been performed (1985 and 2008) of the soil cover to check the native flora fragmentation level and its implication for the protected areas isolation. It has been observed that there was a certain improvement in the forest cover throughout the period, probably caused by the connection among the small fragments. The analysis show that the landscape has suffered little anthropic interference and the protected areas have kept structurally connected even with the great mine-metallurgical interest existing in the area, which belongs to "Quadrilátero Ferrífero".

**Key words:** Landscape Fragmentation. Protected Areas. Soil Cover Dynamics. Biodiversity.

<sup>1</sup> Doutorando em Ciências Naturais – Departamento de Geologia, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto – E-mail: andrade@cefetop.edu.br

<sup>2</sup> Docente – Departamento de Engenharia Ambiental, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto – E-mail: jfprado@depro.em.ufop.br

<sup>3</sup> Docente – Departamento de Engenharia Ambiental, Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto – E-mail: sobreira@degeo.ufop.br

<sup>4</sup> Bolsista Iniciação Científica (PIBIC/CNPq/UFOP) - E-mail: thiago\_ambiental@yahoo.com.br

## INTRODUÇÃO

O uso e ocupação das terras de maneira desordenada, seja por atividades agropecuárias, exploração de recursos naturais e ocupação urbana, de modo geral, resultam em processos de perda e fragmentação de habitats, alterando diversos processos biológicos e fragilizando ecossistemas com conseqüências que implicam em perdas na diversidade biológica. Apesar de existir naturalmente, a fragmentação da paisagem tem aumentado bastante em decorrência da ação humana. Segundo Cerqueira et al. (2005), tal processo se intensificou na Europa a partir do século XIX e vem ocorrendo no Brasil desde sua conquista pelos europeus.

A fragmentação de habitats é um fenômeno global e está presente em quase todos os biomas. Suas conseqüências são particularmente graves, apesar de não valoradas adequadamente, por comprometer as funções ecológicas desses ecossistemas. As mudanças provocadas pela fragmentação influenciam negativamente a diversidade biológica e a sustentabilidade de animais e plantas por afetar a estrutura e dinâmica dos ecossistemas (VIANA e PINHEIRO, 1998). Para Cerqueira et al. (2005), a fragmentação de habitats é a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente, considerando que habitats naturais, quase contínuos, foram transformados em paisagens compostas por manchas isoladas do habitat natural.

A manutenção e sobrevivência de grande parte das comunidades biológicas dependem da estruturação espacial, do manejo e da conservação dos fragmentos ou manchas de vegetação existentes, que geralmente estão restritas às áreas protegidas criadas pelos órgãos de governo. Para Viana e Pinheiro (1998), o potencial de sustentabilidade de fragmentos florestais é decorrente da área, forma, isolamento, vizinhança e relação da população do entorno com o fragmento.

Neste sentido as unidades de conservação (UCs) ou áreas legalmente protegidas, consideradas como elos vitais no sistema de proteção à biodiversidade, necessitam que as áreas localizadas no seu entorno e influenciadas diretamente pela ação humana (áreas entre os fragmentos) sejam incorporadas na equação geral da conservação com vistas a evitar o isolamento geográfico das UCs e permitir que estas possam desempenhar o seu papel a contento.

A paisagem regional, onde está inserida a área de estudo, integra os Domínios da Floresta Atlântica com predomínio da flora nativa formada pela floresta estacional semidecidual, campo (limpo e sujo) e campo rupestre (SCOLFORO; CARVALHO, 2006). Tais fitofisionomias estão distribuídas de maneira contígua na paisagem e apresentam sinais típicos de fragmentação, de origem natural e antrópica, situação comumente encontrada na maior parte das regiões brasileiras. Segundo Ribeiro et al. (2009), restam entre 11% a 16% da cobertura original da Floresta Atlântica, sendo que 83% dos remanescentes florestais se encontram distribuídos em fragmentos menores que 50 ha.

A região de estudo pertence ao extremo sul da Serra do Espinhaço, incluindo parte dos municípios mineiros de Ouro Branco, Ouro Preto e Mariana, reúne algumas particularidades que merecem ser destacadas, como a grande concentração de áreas protegidas formando um verdadeiro mosaico de unidades de conservação; o interesse mineiro-metalúrgico, já que a área está inserida no Quadrilátero Ferrífero; a notável vocação turística com cidades históricas e roteiro da Estrada Real; e, segundo Drummond et al. (2005), de importância biológica considerada como "especial e extrema", devido ao endemismo de anfíbios e plantas, alta riqueza de vertebrados, alta riqueza de espécies de aves raras, endêmicas e ameaçadas de extinção e ambiente único no Estado por seus campos ferruginosos.

A Serra do Espinhaço alonga-se por cerca de 1.200 Km de extensão na direção N-S desde a região central de Minas Gerais até os limites norte da Bahia com os Estados de Pernambuco e Piauí. Representa a faixa orogênica pré-cambriana mais extensa e contínua

do território brasileiro, dividindo a Bacia do São Francisco e as Bacias que drenam diretamente para o Atlântico. Sob o ponto de vista da conservação a Cadeia do Espinhaço, Reserva Mundial da Biosfera, é considerada como "insubstituível", termo recomendado pela Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica – COP 7, em 2001, que indica a região como única no planeta em termos de biodiversidade, cuja conservação torna-se fundamental.

O conhecimento da composição fitofisionômica dos fragmentos e da estrutura espacial da paisagem se tornam fundamentais para o estabelecimento de diretrizes de preservação ambiental, com o intuito de evitar o isolamento das manchas de vegetação nativas e minimizar a fragmentação da paisagem. Para isto, foram elaborados mapas temporais de cobertura do solo a fim de se conhecer o nível de fragmentação da flora nativa, por meio de métricas espaciais resultantes do *software fragstats*, e acompanhar a sua dinâmica entre os anos de 1985 e 2008, condição básica para se avaliar a possível pressão de origem antrópica e a manutenção dos recursos naturais caracterizados pela flora nativa, na área de estudo onde estão inseridas as áreas protegidas em análise.

## ÁREAS PROTEGIDAS E A FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM

De acordo com dados do Ministério de Meio Ambiente – MMA (2003), o Brasil é o país mais rico do mundo em termos de animais vertebrados, considerando as espécies de peixes e mamíferos, o segundo em espécies de anfíbios, o terceiro em espécies de aves e o quinto em espécies de répteis. Com relação às plantas terrestres, possui a maior biodiversidade do mundo com 15 a 20% das espécies conhecidas. Tal diversidade impõe ao país uma grande responsabilidade na exploração e preservação da biodiversidade mundial.

Para Troppmair (2008), a grande biodiversidade encontrada no Brasil com altos índices de espécies endêmicas está relacionada às sucessivas mudanças climáticas ocorridas num período geológico recente originando condições especiais de habitats, acompanhado de mudanças na cobertura vegetal e formação de refúgios, contribuindo para a o aparecimento e expansão de novas espécies.

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), instrumento internacional de conservação da diversidade biológica mundial, da qual o Brasil é signatário, estabelece diretrizes para assegurar a manutenção das espécies, materiais genéticos, habitats, ecossistemas e paisagens. Com relação à conservação da biodiversidade *in situ*, segundo Bensusan (2006), a CDB determina que os países membros da Convenção estabeleçam um sistema de áreas protegidas considerando as áreas adjacentes a fim de reforçar a sua proteção. Para atender aos objetivos estabelecidos na CDB, o Brasil formalizou "A Política Nacional de Biodiversidade" (Decreto n.º 4.339, de 22 de agosto de 2002) que trata, dentre outros componentes, das diretrizes para conservação da biodiversidade em unidades de conservação, em consonância com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

De acordo com Primack e Rodrigues (2001), a maneira mais eficaz de preservar a biodiversidade em larga escala se dá por meio da conservação de comunidades biológicas intactas, seja através do estabelecimento de áreas protegidas, de medidas de conservação fora das áreas protegidas e pela restauração biológica em ambientes degradados. Enfatizam ainda que as reservas devem estar próximas umas das outras e conectadas, seja por corredores ou pontes de ligação, num sistema manejado regionalmente e considerando a integração social das comunidades do entorno. Para Bensusan (2006), espaços reservados para a conservação da natureza são estimados como o instrumento mais aceito de conservação da biodiversidade, entretanto, ressalta a necessidade de se levar em conta a representatividade dos ecossistemas a serem protegidos, a conectividade entre as áreas e

a ocupação dos recursos naturais nas circunvizinhanças. Assim, para assegurar efetivamente a conservação da biodiversidade, o uso das terras deve ser considerado além dos limites das reservas. Segundo Meffe e Carroll (1997), o manejo dos ecossistemas se torna fundamental para a conservação da biodiversidade, visto que as áreas protegidas, de modo geral, não possuem área suficiente para a sobrevivência de todas as espécies existentes no local ou se encontram fragmentadas e isoladas, dificultando as migrações naturais.

Faria e Pires (2007) relatam que é possível vislumbrar a eficácia das áreas protegidas no que tange à conservação dos recursos naturais, mediante a união de critérios técnicos, vontade política e valorização participativa da sociedade.

Infelizmente, o histórico das unidades de conservação no Brasil aponta para a falta de critérios de natureza técnico-científica na criação dessas áreas protegidas, não se levando em consideração a sua extensão e distribuição espacial ao longo da paisagem, fatores primordiais para a conservação da biodiversidade. A adoção de novos critérios somente foi considerada a partir da década de 1980, com ênfase à necessidade de se estabelecer um sistema de áreas protegidas que efetivamente contemple a preservação em longo prazo da diversidade biológica do país.

De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei Federal nº 9.985/2000), as unidades de conservação podem ser classificadas como de proteção integral ou de uso sustentável. O SNUC também aborda questões relativas ao entorno das unidades de conservação por meio do estabelecimento da zona de amortecimento, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade. Segundo Faria & Pires (2007), tal medida se configura num importante instrumento de resgate e conservação de pequenos fragmentos, considerados essenciais para a conexão entre fragmentos isolados na paisagem.

Os estudos relacionados à composição e configuração da paisagem são importantes para o entendimento de vários processos ecológicos (ODUM e BARRET, 2007). Para Primack e Rodrigues (2001), o conhecimento dos padrões de tipos de habitats e sua influência na distribuição das espécies são fundamentais para a conservação da biodiversidade, pois a presença e densidade de muitas espécies podem ser afetadas pelo tamanho dos fragmentos de habitat e pelo seu grau de conectividade. Relatam ainda que a fragmentação do habitat pode limitar o potencial de uma espécie para dispersão e colonização, reduzir a capacidade de alimentação dos animais nativos como também precipitar a extinção e o declínio de uma população ao dividi-la, em duas ou mais subpopulações, em áreas restritas ou fragmentos isolados.

A fragmentação de habitats pode ser considerada como um processo dinâmico, originário de causas naturais ou antrópicas, na qual uma grande e contínua área de habitat é dividida em manchas ou fragmentos, implicando na perda de habitats como um todo, na redução do tamanho dos fragmentos remanescentes e no crescente isolamento destes fragmentos. A funcionalidade das manchas resultantes do processo de fragmentação é afetada pelo tamanho e formato adquirido, pela distância de outros fragmentos ou grau de isolamento, pelo efeito de borda e pelo tipo de ocupação circundante (BENNETT, 2003; CERQUEIRA et al., 2005).

Os princípios mais consolidados no planejamento de paisagens são baseados nas *teorias de biogeografia de ilhas* (MACARTHUR e WILSON, 1967), onde alguns modelos de formatos e distribuição espacial das áreas protegidas apresentam configuração considerada mais adequada aos propósitos de conservação da biodiversidade (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Para Metzger (2006), outras abordagens têm sido utilizadas para melhor compreender as paisagens fragmentadas, após a visão fundamentada na biogeografia de ilhas onde a riqueza da comunidade era controlada pela área e isolamento dos fragmentos de habitat a uma fonte estável de espécies, a ênfase mudou para a análise de populações com base na *teoria das metapopulações*, considerando os fluxos biológicos conectados por redes de

fragmentos. Mais recentemente, a tendência tem sido considerar a conectividade da paisagem como um todo visando facilitar os fluxos biológicos.

Nos estudos relacionados à "ecologia da paisagem", conceito introduzido pelo biogeógrafo alemão Carl Troll em 1938 (TROPPEMAIR, 2001), vários índices ou métricas têm sido utilizados para a descrição quantitativa da paisagem, com o intuito de melhorar o entendimento entre os padrões espaciais e os processos biológicos (FORMAN e GODRON, 1986). A quantificação dos padrões espaciais da paisagem, por meio de "índices ou métricas", possibilita conhecer as unidades presentes na paisagem e o seu grau de dominância, como também o arranjo dessas unidades com relação ao grau de fragmentação e frequência, grau de isolamento e conectividade, área, formato e complexidade das manchas que formam o mosaico da paisagem (METZGER, 2006).

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### *Área de Estudo*

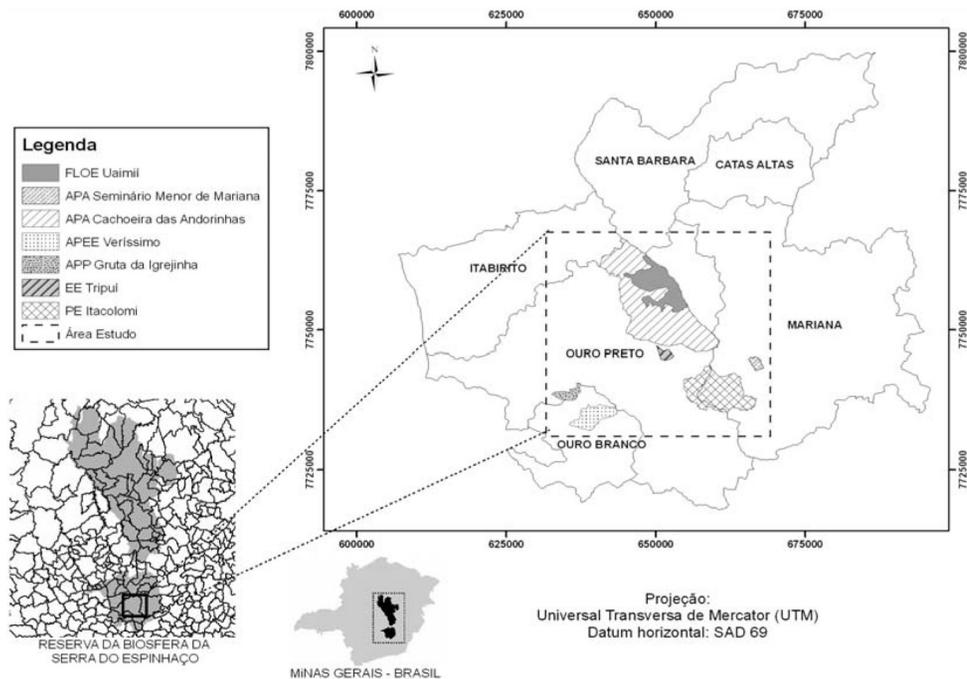
A paisagem em questão está situada na região central de Minas Gerais, conhecida como Quadrilátero Ferrífero, mais precisamente na porção meridional da Cadeia do Espinhaço. Localiza-se nas Bacias do Rio São Francisco e Rio Doce, abrangendo principalmente parte dos municípios mineiros de Ouro Branco, Ouro Preto e Mariana, perfazendo um total de 1.372 Km<sup>2</sup> (Figura 1).

Ao todo são sete áreas protegidas que estão sendo consideradas na área de estudo, a saber: Parque Estadual do Itacolomi (7.543 ha), Estação Ecológica do Tripuí (337 ha), Área de Proteção Especial Estadual do Veríssimo (2.000 ha), Área de Proteção Ambiental Estadual do Seminário Menor de Mariana (350 ha), Área de Proteção Permanente Gruta da Igreja (688 ha), Área de Proteção Ambiental Estadual da Cachoeira das Andorinhas (18.700 ha) e Floresta Estadual do Uaimii (4.398 ha).

### *Classes de Cobertura do Solo*

A base cartográfica foi derivada dos arquivos digitais do IBGE e trabalhada em ambiente SIG (Arcview 9.2). Para elaboração do mapa de cobertura do solo foi utilizado o programa ENVI (versão 4.4) e imagens de sensoriamento remoto Landsat-5 TM do Banco de Imagens da Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (DGI/INPE).

Com base na classificação das fisionomias vegetais do Estado de Minas Gerais (SCOLFORO; CARVALHO, 2006), foram definidas três classes de cobertura do solo (Flora Nativa, Água e Outros), separando-se as paisagens naturais ou em regeneração (fitofisionomias nativas) das paisagens modificadas por ações antrópicas. A Classe Flora Nativa é formada pelo agrupamento das fitofisionomias correspondentes à floresta estacional semidecidual, campo rupestre e campo, que se encontram distribuídas de maneira contígua na região. A Classe Água, está representada apenas pelos reservatórios ou açudes artificiais com área superior a 900 m<sup>2</sup>, tamanho do pixel das imagens de satélite utilizadas. A Classe Outros, representa as interferências antrópicas (urbanização, agropecuária e mineração).



**Figura 1 – Localização da Área de Estudo**

### Métricas da Paisagem

Para descrever o nível de uniformidade ou fragmentação da flora nativa na paisagem foi utilizado o *software Fragstats 3.3*, que quantifica por meio de índices espaciais estatísticos métricas de fragmentos que compõem determinada matriz; métricas de classes de cobertura do solo; métricas de paisagem como um todo (MACGARIGAL; MARKS, 1995). A seleção dos índices espaciais (METZGER, 2006) foi baseada em preceitos ecológicos de quantificação da paisagem com amplo uso na bibliografia especializada, destacando-se:

**Métricas de Área e de Fragmentos:** fornecem as dimensões dos fragmentos por classe fitofisionômica e a sua quantidade por unidade de área de paisagem. Estão relacionadas com a riqueza e abundância de espécies. As áreas de cada classe fitofisionômica e a correspondente porcentagem de ocupação na paisagem foram estimadas pelo *software ENVI*. Por meio do *Fragstats* foi estimado, em nível de classes, o número e a densidade de fragmentos que são medidas da heterogeneidade espacial da paisagem. O número de fragmentos (NP) mede a quantidade de manchas para cada tipo de classe, indicando a sua fragmentação; a densidade de fragmentos (PD) é expressa pela razão entre o número de manchas e a área da paisagem (número/100 ha). O domínio da classe na paisagem foi estimado pelo índice de maior fragmento (LPI), que denota a porcentagem da área total recoberta pela maior mancha da classe. No caso das imagens Landsat-5 TM com resolução espacial de 30m a área mínima dos fragmentos considerados é de 0,09 ha ou 900 m<sup>2</sup>.

**Métricas de Forma:** refletem a configuração espacial da paisagem e são calculadas com base nos *pixels* da imagem utilizada como referência no mapeamento da cobertura do solo, em função do perímetro/área dos fragmentos. O índice de forma (SHAPE) foi calculado

em nível de fragmento como também em nível de classes que compõem a paisagem por meio do formato médio de classes (SHAPE\_MN) e pelo formato médio ponderado pela área (SHAPE\_AM). Mapas elaborados no formato raster possuem o *pixel* como forma padrão (forma quadrada) e valor SHAPE = 1. Quanto mais distantes do valor padrão (varia de 1 a infinito) mais irregular é considerada a forma.

**Métricas de Isolamento e Proximidade:** estão relacionados com o grau de isolamento dos fragmentos, podendo influenciar negativamente na riqueza de espécies ao diminuir a taxa de imigração ou de recolonização. Tais métricas quantificam a distância borda a borda entre os fragmentos com base no vizinho mais próximo. Por considerar o centro do *pixel* a distância mínima detectável será de 60 metros em decorrência da resolução da imagem Landsat (30m). Em nível de classes de vegetação foi estimado o índice de proximidade média (PROX\_MN) que leva em consideração o tamanho e a proximidade das manchas do mesmo tipo cujas bordas estejam dentro do raio de busca especificado da mancha focal. O índice é adimensional, variando de zero ao infinito e pode ser utilizado como valor comparativo. O índice da distância do vizinho mais próximo (ENN) foi calculado em nível de fragmentos, com base na distância euclidiana (em metros) entre bordas de manchas do mesmo tipo.

**Métricas de Contágio:** em nível de paisagem o índice de contágio (CONTAG) baseia-se na adjacência de células (*pixels*) e não de manchas. Está relacionado com o grau de agregação das classes, sendo uma medida de configuração da paisagem. O índice de contágio mede tanto a intercalação das classes como a dispersão das manchas. Varia de 0 a 100%, sendo que valores baixos de contágio caracterizam paisagens com muitas manchas pequenas e dispersas enquanto paisagens com grandes e contíguas manchas apresentam valores altos de contágio.

**Métricas de Conectividade:** em nível de classes foi estimado o índice de conectividade (COHESION), baseado na relação entre a área e perímetro das manchas de vegetação. O índice varia de 0 a 100, os valores mais elevados são indicativos de manchas mais fisicamente conectadas.

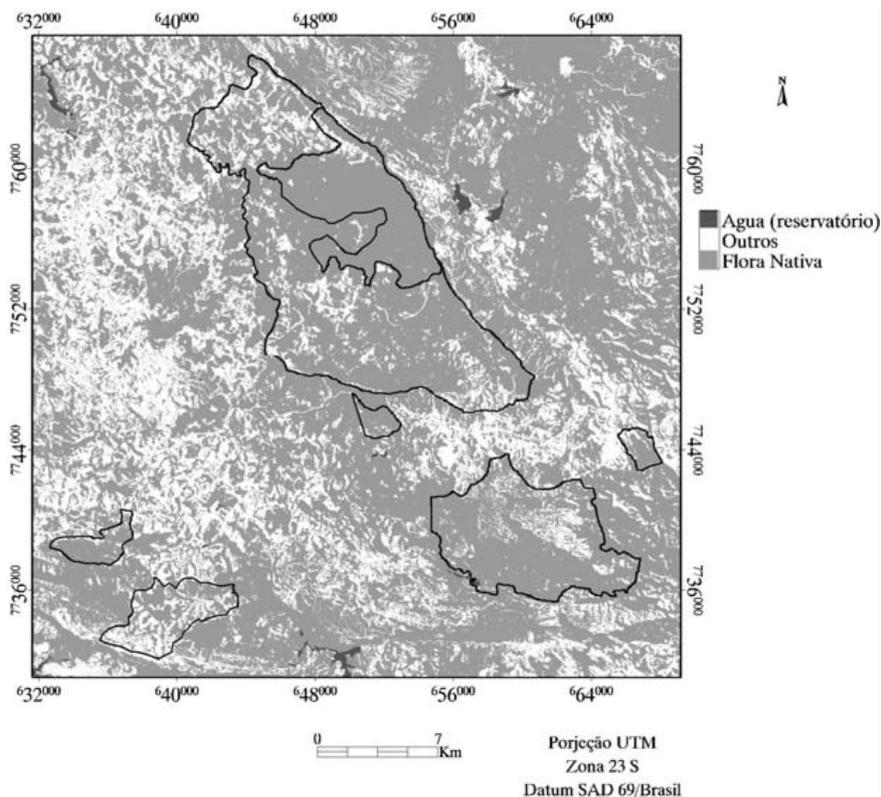
### *Proporção de Habitat e Conectividade*

Foram determinadas as proporções críticas de habitat e não-habitat para verificação do estado de percolação da paisagem (STAUFFER, 1985) e do limiar de fragmentação (ANDRÉN, 1994). Valores superiores ao limiar de percolação ( $pc = 0,5928$ ) indicam que a paisagem está conectada, permitindo que organismos atravessem toda a sua extensão facilitando os fluxos biológicos. Valores inferiores ao  $pc$  indicam que não há percolação. Com relação ao limiar de fragmentação, quando a proporção de habitat na paisagem é superior a 0,3 ou 30% o tamanho da população varia em função da redução da área do habitat e quando a proporção de habitat é inferior a 0,3 os fragmentos de habitats se encontram mais dispersos e isolados na paisagem, influenciando organismos particularmente sensíveis a esta configuração espacial.

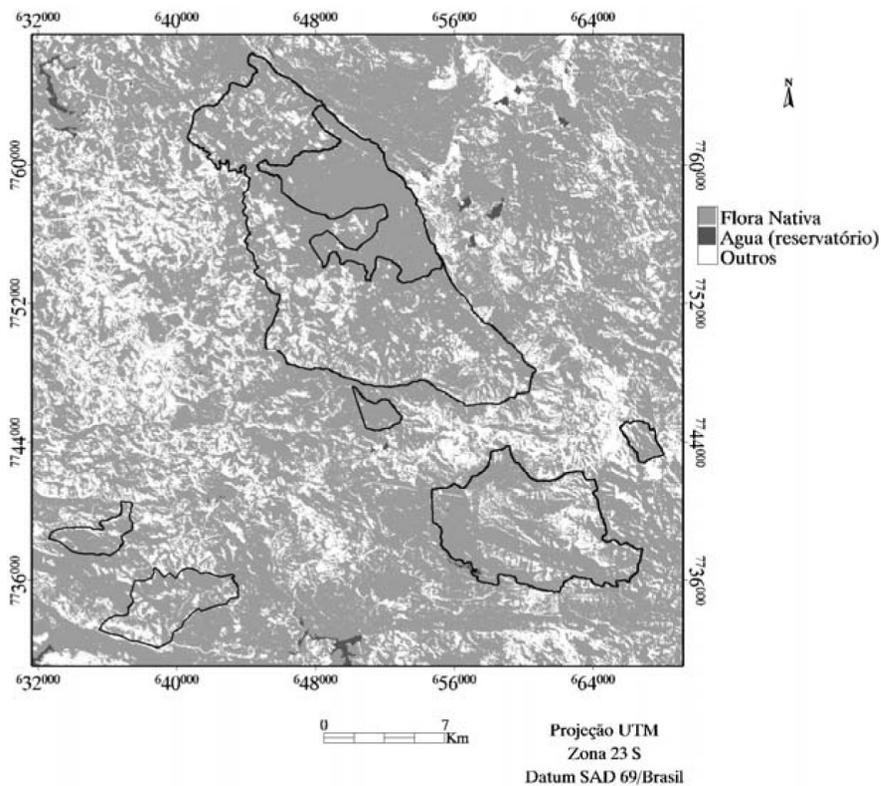
## **RESULTADOS E DISCUSSÕES**

A dinâmica da cobertura do solo ao longo do período avaliado apresentou uma tendência conservacionista em relação à composição da flora nativa e de estagnação em relação às atividades antrópicas com potencial de desmatamento. Em 1985, o total de área coberta com flora nativa (Floresta Estacional Semidecidual, Campo e Campo Rupestre) era

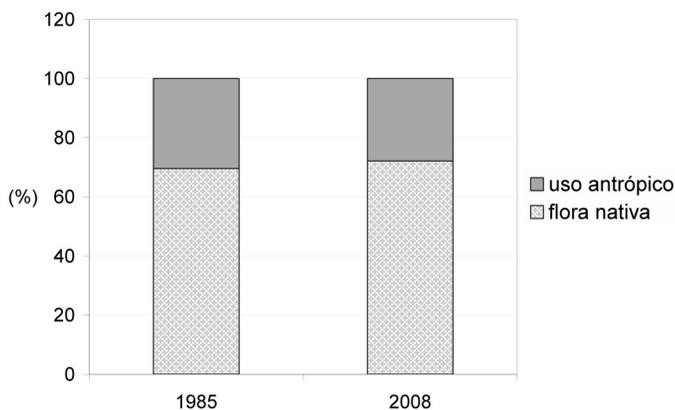
de 69,59% equivalendo a 95.508,26 ha e a área caracterizada como de uso antrópico correspondia a 30,41% ou 41.735,98 ha, incluindo a classe Água, representada apenas pelos reservatórios registrados na imagem orbital. Em 2008, o total de área coberta com flora nativa (Floresta Estacional Semidecidual, Campo e Campo Rupestre) era de 72,12% equivalendo a 98.980,54 ha e a área caracterizada como de uso antrópico correspondia a 27,88% ou 38.263,69 ha, incluindo os reservatórios da classe Água (Figuras 2 a 4).



**Figura 2 – Mapa da Flora Nativa do ano de 1985**



**Figura 3 – Mapa da Flora Nativa do ano de 2008**



**Figura 4 – Dinâmica da flora nativa entre 1985 e 2008**

A porcentagem de acerto global para ambos os mapas foi superior ao valor mínimo aceitável de 85% (METZGER, 2006) e o parâmetro Kappa que avalia a qualidade dos mapas ( $k = 0,91$  em 1995 e 2008) pode ser considerado de bom nível, tendo em vista os intervalos propostos por Landis e Koch (1977).

Os mapas temporais de cobertura do solo, de modo geral, evidenciam que a porção oeste da área de estudo, região onde a flora nativa se encontra mais fragmentada, apresenta maior influência de atividades antrópicas com destaque para a agricultura extensiva desenvolvida em solos com maior susceptibilidade a erosão (Complexo do Bação) e atividades minerárias, entre elas, o garimpo e suas conseqüências deletérias com áreas abandonadas sem recuperação ambiental.

A porção noroeste da área de estudo, é caracterizada por maior concentração das atividades agrícolas com predomínio de pastagens cultivadas, mais precisamente entre os municípios de Ouro Preto e Itabirito, não sendo consideradas como práticas de alta tecnologia e agricultura intensiva. De acordo com censo agropecuário (IBGE, 2005), o município de Ouro Preto, principal extensão territorial da área de estudo, não se mostra relevante em termos de produção agropecuária e área plantada. A agropecuária representou apenas 0,5% do Produto Interno Bruto Municipal em 2005. Em situações semelhantes se encontram os municípios de Mariana e Ouro Branco, onde há também predominância econômica da atividade industrial, com destaque para a mineração e metalurgia. Os danos ambientais decorrentes da agricultura podem ser associados mais diretamente ao desmatamento para formação de pequenas culturas de grãos e principalmente pastagens. Tradicionalmente são propriedades de baixo nível tecnológico, onde a ausência de planejamento agrônomo influencia na perda de reservas naturais.

Com características particulares, grande parte da porção centro-oeste da área de estudo pertence ao Complexo Metamórfico do Bação, apresentando relevo ondulado a montanhoso e ocupação, historicamente, de devastação das matas e práticas agrícolas deletérias durante o ciclo do ouro (GUTERSOHN, 1954), refletindo na área mais degradada em termos de presença de flora nativa e com maior índice de voçorocamento.

As concentrações urbanas de maior porte estão localizadas na porção sudeste da área de estudo, onde estão as sedes dos municípios de Ouro Preto e Mariana. Conforme análise demográfica realizada pela Fundação João Pinheiro (FJP, 2003), os municípios da área de estudo tiveram alta concentração urbana e êxodo rural, características observadas a partir da década de 1980. Apesar da tendência migratória da população para as sedes urbanas de Ouro Preto e Mariana, observa-se certa limitação física ao crescimento das mesmas ocasionada pelo relevo montanhoso local. Ademais, essas cidades são circundadas por unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável como a Estação Ecológica do Tripuí, a APA Cachoeira das Andorinhas, a APA Seminário Menor de Mariana e o Parque Estadual do Itacolomi que possui parte da crescente periferia urbana de Ouro Preto e Mariana incluída em sua zona de amortecimento, aumentando a pressão antrópica e os potenciais riscos de degradação para a UC. Em contrapartida, tal situação confere uma condição de restrição mais eficaz com relação aos aspectos legais de uso e ocupação do solo, onde os instrumentos de fiscalização e gerenciamento florestal estadual se tornam mais presentes.

Com relação às atividades minerárias, a região como um todo apresenta grande interesse econômico que tem persistido desde o século XVII, início das primeiras explorações de ouro. A porção leste da área de estudo apresenta significativa interferência antrópica caracterizada por intensa concentração da exploração mineral, onde existe predominância dos grupos litológicos Itabira, Caraça, Itacolomi e Piracicaba. De acordo com o Sistema Integrado de Informações Ambientais do Estado de Minas Gerais (SEMAD, 2008), existem 872 processos de exploração mineral na área de estudo, com base nos municípios de Ouro Preto e Mariana, sendo a maioria outorgada por médias e grandes empresas mineradoras. Muitas destas concessões estão localizadas no entorno e até no interior de algumas áreas protegidas.

Enríquez (2007) abordando a dimensão ambiental na mineração relata que instrumentos coercitivos e de controle, atrelados à legislação ambiental, além dos instrumentos de mercado (cotação em bolsas de valores) e demais instrumentos voluntários (certificação ambiental) exerceram forte pressão para que as grandes empresas mineradoras assumissem maior compromisso com relação à sustentabilidade ambiental, embora grandes degradações já tivessem acontecido em muitas regiões brasileiras.

Para Carvalho et al. (2009), as atividades carvoeiras, madeireiras e energéticas desenvolvidas no século passado, na região próxima a Ouro Preto, garantiram a manutenção de extensos maciços florestais, onde parcelas de matas em crescimento eram reservadas com intuito de assegurar a manutenção das atividades econômicas.

Pode-se considerar, também, que o mosaico formado pela proximidade entre as áreas protegidas induz a uma ação mais eficaz de fiscalização pelo órgão de proteção florestal do Estado. Atualizações na legislação florestal do Estado de Minas Gerais, acompanhando a evolução da legislação ambiental em nível nacional, têm contribuído como suporte legal para uma atuação mais rígida do órgão fiscalizador.

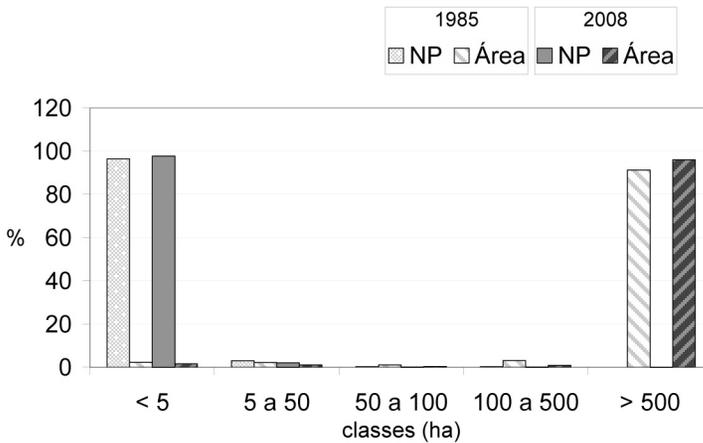
Tal cenário que se apresenta com cerca de 72,12% da área total ou aproximadamente 98.980,54 ha ocupados com flora nativa, com base no mapa de cobertura do solo de 2008, expõe o estado de conservação da região, que possui várias áreas protegidas implementadas a partir da década de 1980 além de ser considerada como de importância biológica "especial e extrema". Apesar da composição positiva da flora nativa em quantidade, torna-se fundamental avaliar a fragmentação existente para verificação da configuração estrutural da paisagem e a distribuição espacial das unidades de conservação.

Conforme pode ser observado na Tabela 1, houve diminuição no número de fragmentos (NP) ao longo do período analisado (aproximadamente 21,6%). A densidade de fragmentos de flora nativa (PD) passou de 4,14 fragmentos/100 ha em 1985 para 3,24 fragmentos/100 ha em 2008. Os resultados indicam que provavelmente houve menor interferência antrópica no conjunto das fitofisionomias, possibilitando a sua recuperação e permitindo assim maior conexão entre os fragmentos de flora nativa.

**Tabela 1 - Número e densidade dos fragmentos da flora nativa na área de estudo**

Índices de Área	Flora Nativa	
	(1985)	(2008)
<b>Número de Fragmentos (NP)</b>	5.693	4.459
<b>Densidade de Fragmentos (PD)</b>	4,14	3,24

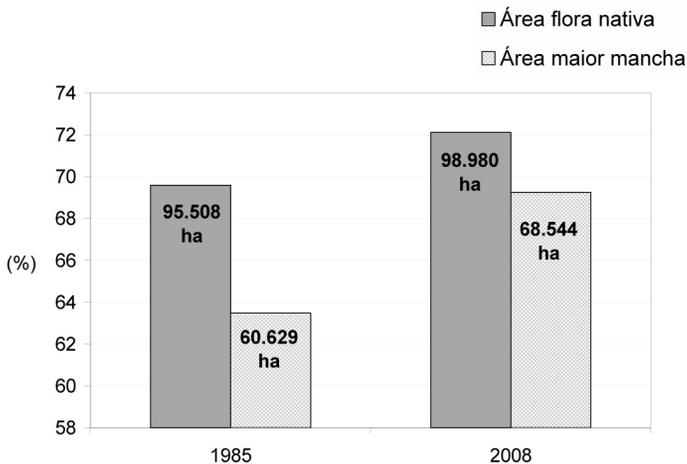
A Figura 5 mostra como a flora nativa está distribuída na paisagem, em função do tamanho dos fragmentos, possibilitando um melhor entendimento da dinâmica da fragmentação ao longo do período estudado.



**Figura 5 – Número e área dos fragmentos de flora nativa de acordo com classes de área**

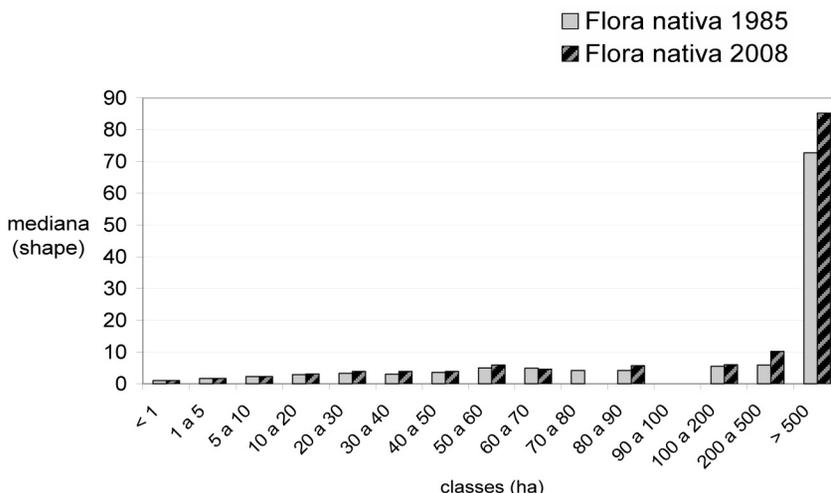
A maior parte dos fragmentos de flora nativa possuem tamanho inferior a 5 ha, entretanto os fragmentos mais expressivos em termos de área possuíam tamanho superior a 1.000 ha, tanto em 1985 como em 2008. Em 2008 houve acréscimo do número de fragmentos com tamanho inferior a 5 ha, indicando certa interferência antrópica, mas com pouca representatividade em termos de área total. De modo geral, a fragmentação diminuiu entre os fragmentos com tamanho entre 5 a 500 ha proporcionando uma maior conexão e conseqüente melhora na representatividade da flora nativa em termos de área total.

Por meio do índice de maior fragmento (LPI) é possível observar que a paisagem é composta em sua maioria por ambiente natural, sendo que a maior mancha de flora nativa da paisagem em 1985 era de 87.122 ha e de 98.980 ha em 2008 (Figura 6).



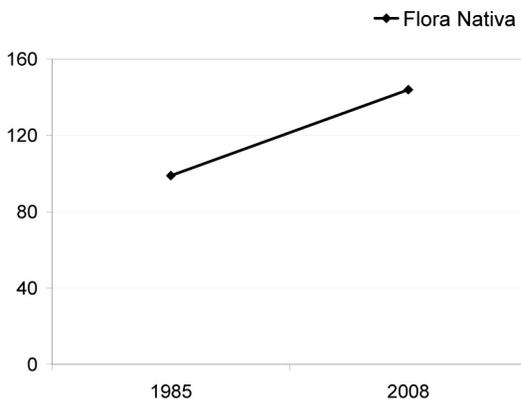
**Figura 6 – Dinâmica do índice de maior fragmento (LPI) para a classe de flora nativa**

Os índices de forma (SHAPE) estimados por meio dos valores de mediana indicam que quanto maior a área do fragmento mais irregular é o seu formato. É possível observar que os fragmentos acima de 200 ha apresentaram-se mais alongados no ano de 2008, quando comparado ao ano de 1985. Provavelmente, conforme foi diagnosticado anteriormente através do índice de área e tamanho, houve restabelecimento da vegetação proporcionando maior conectividade entre os fragmentos mais alongados, cenário potencialmente apropriado para manutenção de corredores ecológicos (Figura 7).



**Figura 7 – Mediana dos índices de forma para os fragmentos de flora nativa (1985 e 2008)**

De acordo com a Figura 8, pode-se observar que o índice de proximidade média (PROX\_MN) entre os fragmentos de flora nativa melhorou cerca de 45% ao longo do período, indicando que houve recuperação da vegetação possibilitando a conexão entre fragmentos e formação de corredores. O raio de busca adotado foi de 200m.



**Figura 8 – Proximidade média entre os fragmentos de flora nativa (1985 e 2008)**

Para melhor compreender a estrutura da paisagem com relação ao potencial de conectividade entre os fragmentos, foi estimada a distância do vizinho mais próximo (ENN) para diferentes classes de tamanho (Tabela2).

**Tabela 2 – Variação da distância entre fragmentos de flora nativa**

Classe de tamanho (ha)	Distância entre fragmentos (amplitude em metros)	
	1985	2008
< 5	60 – 242	60 – 216
5 a 50	60 – 216	60 – 108
> 50	60	60

Fragmentos com tamanho inferior a 5 ha registraram amplitude de distância entre manchas de 60m a 242m em 1985 e 60m a 216m em 2008. O valor de mediana foi de 67m e a distância mais freqüente foi de 60m, ao longo do período. As manchas menores que 5 ha representam aproximadamente 96% do número de fragmentos da classe (NP), constituindo 2,32% da área ocupada pela classe em 1985 e 1,61% em 2008. Os fragmentos entre 5 ha e 50 ha registraram em 1985 amplitude de 60m a 216m de distância da mancha mais próxima e amplitude de 60m a 108m em 2008, apresentando valor de mediana de 60m e distância mais freqüente de 60m, ao longo do período. Esta classe de tamanho é formada por baixo número de fragmentos (2 a 3%) que representam de 1 a 2% da área ocupada pela classe. Acima de 50 ha, a distância entre os fragmentos de flora nativa permaneceu em torno de 60m, apresentando valor de mediana de 60m e distância mais freqüente de 60m, ao longo do período. Esta classe de tamanho também é constituída por baixo número de fragmentos (0,25 a 0,57%), mas grande expressividade em termos de cobertura de área, representando aproximadamente 95% da área ocupada pela flora nativa em 1985 e 97% em 2008.

Os valores de distância do vizinho mais próximo, estimados em nível de fragmento para diferentes classes de tamanho, demonstram que as manchas de flora nativa estão próximas umas das outras, sendo que os valores mais freqüentes foram de 60m, mesmo em manchas de pequeno porte onde a amplitude métrica registrada foi mais acentuada.

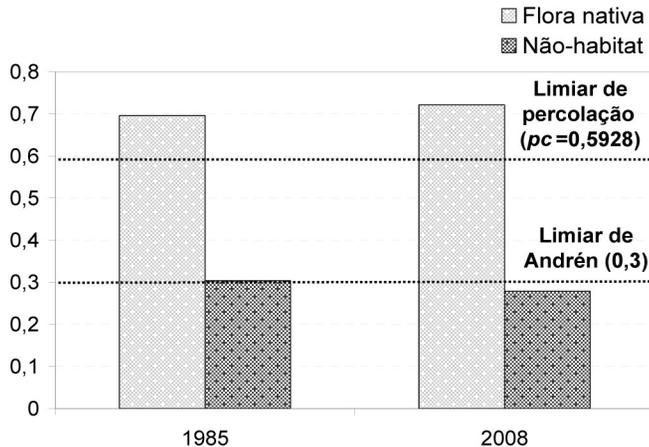
O índice de contágio (CONTAG), que mede o grau de agregação das classes, ficou em torno de 54%, indicando que o nível de fragmentação na paisagem permaneceu por volta de 46%, ao longo do período. Neste contexto é possível deduzir que mesmo com a ocupação de aproximadamente 72% da paisagem com flora nativa o nível de fragmentação pode ser elevado e com potencial para comprometer o fluxo biológico existente. O índice de contágio se apresenta como um bom indicador do nível de fragmentação da paisagem (PEREIRA et al., 2001).

Os resultados referentes ao índice de coesão (COHESION) foram superiores a 99% ao longo do período, demonstrando que a classe flora nativa apresenta elevado grau de conectividade física, indicando que os fragmentos se encontram agregados na paisagem.

Apesar de se manter de certa forma estável, o nível de fragmentação encontrado inspira preocupação no sentido de se conservar os pequenos fragmentos para proporcionar maior contigüidade entre as classes que compõem a flora nativa e permitir a percolação da paisagem.

Considerando os valores das proporções habitat e não-habitat para a flora nativa (Figura 9) é possível observar que a paisagem se manteve conectada ao longo do período, verifica-se também uma melhora da proporção de habitat em 2008. Os valores encontrados

foram superiores ao limite crítico de percolação  $pc = 0,5928$  (STAUFFER, 1985) e ao limiar de fragmentação (ANDRÉN, 1994), indicando que a paisagem tem potencial para manutenção de fluxos biológicos por meio da flora nativa existente.



**Figura 9 – Proporção de habitat e não-habitat em relação ao limite de percolação de Stauffer ( $pc$ ) e o limite de fragmentação de Andrén, entre 1985 e 2008**

## CONCLUSÕES

A área de estudo é marcada por tendências antagônicas, por um lado possui extrema vocação mineral, que historicamente foi responsável por sua ocupação territorial e desenvolvimento econômico e, por outro, possui várias unidades de conservação demarcadas em função da importância biológica proporcionada pela preservação da flora nativa existente. Ao longo do período de análise, observa-se que houve manutenção da flora nativa na área de estudo, mostrando que as atividades antrópicas, de modo geral, não têm alterado a vegetação nativa em termos quantitativos.

Mesmo com a condição privilegiada em termos de cobertura vegetal, em torno de 70%, o índice encontrado para o grau de fragmentação da paisagem (46%) denota certa preocupação e cautela com relação ao uso do solo, principalmente quanto à manutenção dos fragmentos alongados que interligam as manchas.

As análises das métricas indicam que as áreas protegidas se mantiveram estruturalmente conectadas ao longo do período proporcionando condições para a manutenção de fluxos biológicos e proteção da biodiversidade. Entretanto, a conservação da flora nativa fora dos limites das unidades de conservação, por meio de corredores ou pontes de ligação, se torna imprescindível no processo de sustentabilidade ecológica da paisagem.

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho teve apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, do Instituto Federal Minas Gerais – IFMG Campus Ouro Preto e do Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais – IEF.

## REFERÊNCIAS

- ANDRÉN, H. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat – a review. **Oikos**, v.71, n.3, p.355-366, 1994.
- BENNET, A.F. **Linkages in the landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 2003. 254p.
- BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 176p.
- CARVALHO, A.F.; ALMEIDA, M.R.; DINIZ, V.A. Socioeconomia. In: **Plano de Manejo da Floresta Estadual do Uaimii**. Viçosa:UFV, 2009.
- CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. 2005. Fragmentação: Alguns Conceitos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2005. p.23-40.
- DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C.S.; MACHADO, A.B.M.; SEBAIO, F.A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222p.
- ENRÍQUEZ, M.A.R.S. **Maldição ou Dádiva? Os dilemas do desenvolvimento sustentável a partir de uma base mineira**. 2007. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável). Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, agosto/2007.
- FARIA, H.H.; PIRES, A.S. Atualidades na gestão de unidades de conservação. In: ORTH D.; DEBETIR, E. (Orgs.). **Unidades de Conservação – gestão e conflitos**. Florianópolis: Insular, 2007. p. 11-41.
- FORMAN R.T.T.; GODRON M. **Landscape Ecology**. John Wiley e B. Sons, 1986. 619p.
- FUNDAÇÃO JOÃO PINHEIRO – FJP. **Conjuntura Econômica**. Boletim 1º Trimestre/2008. Disponível em: <<http://www.fjp.mg.gov.br>> Acesso em: mar. 2009.
- GUTERSOHN, H. A Região Central de Minas Gerais: uma contribuição à geografia cultural do Brasil. **Boletim Geográfico IBGE**, Rio de Janeiro, v. 12, n.118, p. 5–18, 1954.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2005**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidades>> Acesso em: nov. 2008.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v.33, p.159-174, 1977.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1967.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.122p.
- MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. **Principles of conservation biology**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 1997. 255p.
- METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN, JR L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed.UFP, 2006. p. 423-453.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Evaluación del estado de conocimiento sobre diversidad biológica de Brasil: resumen ejecutivo Proyecto Estrategia Nacional de la Diversidad Biológica**. Brasília: MMA, 2003.

ODUM, E.P.; BARRET, G.W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5ª edição norte-americana. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

PEREIRA, J.L.G.; BATISTA, G.T.; THALES, M.C.; ROBERTS, D.A.; VENTURIERI, A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, Rio Claro, v. 26, n. 1, p.59-90, 2001.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 327p.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

SCOLFORO, J.R.; CARVALHO, L.M.T. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. 288p.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - SEMAD. **Sistema Integrado de Informações Ambientais – SIAM**. Disponível em: <http://www.semاد.mg.gov.br/siam>> Acesso em nov. 2008.

STAUFFER, D. **Introduction to Percolation Theory**. London: Taylor and Francis, 1985.

TROPPEMAIR, H. Ecologia da Paisagem: da Geografia para Ciência Interdisciplinar. **Geografia**, Rio Claro, v.26, n.1, p.103-108, 2001.

TROPPEMAIR, H. Lei da Biodiversidade. **Geografia**, Rio Claro, v. 33, n. 1, p. 190-191, 2008.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25 – 42, 1998.

Recebido em dezembro de 2009

Aceito em maio de 2010

