

CAPÍTULO II

CARACTERIZAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO DE FLORESTAS NATIVAS EM ÁREAS DE PLANTIOS HOMOGÊNEOS DE EUCALIPTO

RESUMO

Este capítulo tem como objetivo caracterizar a estrutura espacial de fragmentos florestais nativos de acordo com seus tamanhos, formas e isolamento. Nas áreas estudadas foram observados fragmentos de floresta nativa alongados, localizados principalmente ao longo da hidrografia, proporcionando em alguns casos conexão entre outros fragmentos. Como regra geral, os maiores fragmentos dos projetos foram os que possuíram áreas mais irregulares, justamente pelo fato destes acompanharem a hidrografia. Os índices de paisagem mostraram que o projeto Florália apresenta as áreas de floresta nativa menos fragmentadas e o projeto Jatobá I as mais fragmentadas, de menores extensões e mais isoladas. Florália apresentou o maior fragmento em área (608,8 ha), ocupando 51% da paisagem, com área central de aproximadamente 200 e 350 ha, considerando distâncias livres do efeito de borda a partir de 100 e 50 m da borda, respectivamente. Assim, este pode ser considerado o único projeto capaz de sustentar populações de espécies mais exigentes em termos de extensão de área e área central a maior prazo. Sabinópolis, com tamanho máximo de reserva de 368,4 ha (área central de 125 ha para 50 m e 27 ha para 100 m de efeito de borda) e os demais projetos, não excedendo 190 ha de área de nativas e 90 ha de área central nestas, não seriam capazes de sustentar tais populações, servindo-lhes eventualmente apenas para facilitar sua migração para fragmentos de maiores extensões. Em vista das dúvidas surgidas no decorrer desta análise da paisagem, é necessário que se estabeleçam critérios que possibilitem a comparação dos índices de paisagem entre áreas diferentes, da mesma forma que estudos levando em consideração a necessidade em termos de área para espécies-chave e a influência do efeito de borda devem ser realizados in loco, para serem correlacionados com a paisagem em estudo para que se consiga chegar a conclusões mais voltadas para a realidade local.

INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos anos a ciência tem evoluído muito no conhecimento de como funciona o mundo em pequena escala, como as folhas de uma árvore e mesmo suas células e organelas (FOODY & CURRAN, 1994, citados por CURRAN & ATKINSON, 2002). Resta agora juntar as peças desse enorme quebra-cabeça de modo a resolver problemas ambientais em escala regional ou mesmo global, como o aquecimento global, a chuva ácida e a perda da biodiversidade. Estes problemas requerem informação a nível de paisagem e um entendimento de suas conseqüências a curto e longo prazo. A Ecologia de Paisagens agrega estes requerimentos dado que enfatiza áreas grandes e os efeitos ecológicos do padrão espacial dos ecossistemas (TURNER & GARDNER, 1991) e permite que sejam realizadas predições em escalas globais por meio da extrapolação a partir de escalas locais.

Por ser uma ciência relativamente recente, ainda não há uma definição universalmente aceita para a Ecologia da Paisagem. Para NAVEH & LIRBERMAN (1994), esta diz respeito à “um jovem ramo da moderna ecologia que trata das inter-relações entre o homem e a paisagem que o cerca”. A Ecologia da Paisagem considera o desenvolvimento, a dinâmica e o manejo da heterogeneidade espacial e seus efeitos nos processos ecológicos por meio do estudo de padrões, interações entre unidades e como estes padrões e interações mudam ao longo do tempo (MCGARIGAL & MARKS, 1995). A Ecologia de Paisagens aplica estes princípios na formulação e na resolução de diversos problemas sobretudo relacionados com o planejamento do uso da terra e com tomadas de decisão.

Esta nova ciência, fundada na premissa de que o padrão dos elementos da paisagem influencia fortemente os processos ecológicos (MCGARIGAL & MARKS, 1995), “vem promovendo uma mudança de paradigma nos estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas, pois permite a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, tornando esses trabalhos ainda mais aplicados para a resolução de problemas ambientais” (METZGER, 2001).

É sabido que o homem tem modificado o ambiente em que habita de maneiras diversas, dentre as quais se podem destacar a ocupação da terra

para agricultura, loteamentos e pastagens (DEAN, 1997) e que tais ocupações têm se alastrado de maneira desordenada, resultando em um processo de fragmentação no qual formações vegetais naturais outrora contínuas tornaram-se isoladas pela ação antrópica (SAUNDERS, 1991). Uma das aplicações da Ecologia de Paisagens é no estudo da fragmentação florestal.

A fragmentação de uma área de vegetação natural cria barreiras para a dispersão ou movimentação dos organismos entre os fragmentos, interferindo na riqueza e abundância de espécies autóctones por afetar o potencial de migração, dependendo do arranjo espacial dos fragmentos de habitat e das características do ambiente entre os fragmentos (matriz) (KORMAN, 2003), além do comportamento migratório ou dispersor das espécies em questão.

Elementos físicos, biológicos e antropogênicos interagem originando mosaicos heterogêneos de unidades de paisagem. No estudo da fragmentação de uma paisagem, descrições das unidades, como tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança, histórico de perturbação, acesso, interação e dispersão, referem-se a relacionamentos espaciais definidos pela localização, que descrevem a estrutura da paisagem (TURNER et al., 1991; VIANA & PINHEIRO, 1998). Estes fatores ocorrem em sinergia como importantes contribuintes para o padrão geral da paisagem e a interpretação de processos ecológicos que nela ocorrem (O'NEILL et al., 1988).

Para METZGER (2001), segundo as teorias de Biogeografia de Ilhas e Metapopulações, a configuração espacial, expressa pelo tamanho das unidades da paisagem e pelo grau de isolamento ou de conectividade entre unidades de um mesmo tipo, é o fator chave na determinação de uma série de processos ecológicos, como os riscos de extinção e as possibilidades de migração ou (re)colonização. Assim, cada espécie possui características intrínsecas, que ditam quais as condições mais favoráveis a ela. Algumas espécies se beneficiam de ambientes de borda, enquanto outras ocorrem apenas no interior das matas; algumas necessitam de áreas florestais contínuas de grande extensão, ao passo que outras ocorrem em fragmentos pequenos e isolados, e assim por diante. O ideal, portanto, é que de posse da análise da paisagem e do conhecimento dos requerimentos específicos da espécie-chave, seja avaliada a probabilidade de ocorrência, sobrevivência ou extinção desta na paisagem estudada.

Este capítulo teve como objetivo caracterizar os fragmentos florestais nativos inseridos em diferentes áreas de plantio de eucalipto, de acordo com seus tamanhos, formas e isolamento.

REVISÃO DE LITERATURA

Números da Floresta Atlântica

A Floresta Atlântica era, na época do descobrimento, a segunda maior formação florestal tropical da América do Sul, abrangendo uma área contínua de pouco mais de um milhão de quilômetros quadrados (1.290.692,46 Km²), 15% do território brasileiro (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE/ISA, 1998). Historicamente, foi a primeira floresta a receber iniciativas de colonização; dela saiu a primeira riqueza a ser explorada pelos colonizadores, o pau-brasil, o que levou a colônia a ser conhecida como “Terra Brasilis”, nome diretamente relacionado à destruição ecológica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE/ISA, 1998). Desde então, outras atividades econômicas como os ciclos do ouro, da cana-de-açúcar e do café, concentraram-se na faixa litorânea, resultando na contínua devastação e fragmentação dos remanescentes florestais existentes (DEAN, 1983).

É justamente em seu domínio que habitam cerca de três quartos da população brasileira, o que faz da Floresta Atlântica o ecossistema brasileiro mais populoso e pressionado pela ação antrópica. Hoje remanescem apenas 95.000 Km² de florestas, o equivalente à 7,3% de sua cobertura original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE/ISA, 1998). CEPF (2001) estima que nos estados que fazem parte do Corredor Central (Bahia e Espírito Santo) e da Serra do Mar (Rio de Janeiro, parte de Minas Gerais e São Paulo), as proporções de matas remanescentes variam de 2,8% em Minas Gerais a 21,6% no Rio de Janeiro.

Segundo ELIAS JÚNIOR (1998), a extração comercial de madeiras e a expansão da fronteira agropecuária vêm contribuindo para a acentuada substituição da sua cobertura florestal, tornando-as cada vez mais fragmentadas, o que põe em xeque a sobrevivência de uma série de espécies animais e vegetais endêmicas. Assim sendo, é natural que a Floresta Atlântica

seja considerada um dos principais “hotspots” da biodiversidade mundial, que são áreas de prioridade global de conservação por serem altamente ameaçadas e ao mesmo tempo singularmente ricas em biodiversidade, abrigando uma proporção elevada das espécies brasileiras, com altos níveis de endemismo. Estima-se que existam cerca de 250 espécies de mamíferos (55 endêmicas), 340 de anfíbios (90 endêmicas), 1.023 de aves (188 endêmicas), e cerca de 20.000 espécies de árvores, metade das quais endêmicas. Mais de dois terços das espécies de primatas também são endêmicas (CEPF, 2001).

Problemática da fragmentação florestal

A palavra fragmentação - quebra de algo em pedaços menores e separados - pode ter causas naturais ou antrópicas. Uma das causas naturais da fragmentação florestal são as flutuações climáticas, que podem causar a expansão ou retração de determinados tipos de vegetação. Durante longo período de tempo na escala geológica, em épocas secas as florestas ficaram restritas às poucas regiões mais úmidas e nas épocas úmidas estas se expandiam, dominando o ambiente a elas propício. Outros fatores que funcionam como fragmentadores naturais de florestas são a topografia e os solos. A topografia pode formar ilhas de tipos de vegetação específicos em locais elevados, como é o caso dos Brejos Nordestinos. Com relação aos solos, estes podem ser a causa da não existência de floresta por serem rasos ou encharcados, e podem estratificar o ambiente em função de sua heterogeneidade, formando ilhas de vegetação com características diferentes, como é o caso das Matas Calcárias (CONSTANTINO et al., 2005).

A fragmentação florestal, de origem antrópica, consiste no isolamento de áreas contínuas de florestas por meio de outras maneiras de uso e ocupação da terra. No contexto da conservação biológica, a fragmentação florestal é definida por KORMAN (2003) como sendo a separação ou desligamento não natural de áreas amplas em fragmentos espacialmente segregados, promovendo a redução dos tipos de habitat e a divisão dos habitats remanescentes em unidades menores e isoladas, o que, segundo SIMAS (2002), afeta a biodiversidade e a qualidade ambiental.

A velocidade na qual a fragmentação ocorre tem sido enfatizada como crítica em termos de rápidas conseqüências para a diversidade de espécies

(KELLMAN, 1996). Os poucos estudos de habitats florestais naturalmente fragmentados têm encontrado alta diversidade tanto de plantas (KELLMAN & TACKABERRY, 1992) quanto de grandes mamíferos (TUTIN et al., 1997). Ao contrário, a fragmentação de florestas tropicais mediada pela ação antrópica ocorre rapidamente, sendo resultante de um processo recente de ciclos econômicos sucessivos que foram moldando o atual cenário de uso e ocupação dos solos e acarretando uma série de conseqüências sobre a estrutura e os processos das comunidades animais e vegetais.

A fragmentação pode causar redução no tamanho original do habitat, isolamento reprodutivo - diminuindo significativamente o fluxo de animais e propágulos (VIANA, 1990), perdas de habitat e alterações na composição e abundância de espécies. Indiretamente, as plantas podem ser afetadas em decorrência de suas relações interespecíficas, como por mudanças de populações da fauna que agem como dispersores de sementes e polinizadores (SANTOS & TELLERÍA, 1994). Estes fatores põem em risco a manutenção de populações nos fragmentos, podendo ocasionar eventuais extinções locais (CERQUEIRA et al., 2005) e levando, com o tempo, à diminuição da diversidade de espécies nativas. Além disso, a fragmentação pode resultar na erosão dos solos e no assoreamento e poluição de corpos d'água (SILVA, 2002), por privar o solo de sua cobertura vegetal. Na escala da unidade da paisagem, um aumento da fragmentação florestal pode, com o tempo, resultar em degeneração das unidades para uma condição não-florestal (HILL, 1985).

O problema da fragmentação florestal é de âmbito internacional, tendo despertado o interesse global devido ao papel desempenhado pelos fragmentos florestais para a conservação da biodiversidade. De acordo com TUTIN et al. (1997), consideravelmente muita pesquisa tem sido conduzida no impacto da fragmentação sobre a fauna e nas implicações para o manejo visando a manutenção da diversidade de espécies nestas paisagens modificadas. Nos trópicos, estudos de fauna em fragmentos florestais antrópicos têm focado em pequenos mamíferos e aves.

Arranjo Espacial e Geometria de Fragmentos Florestais

A matriz de habitats

A matriz é o elemento mais extenso e conectado da paisagem, exercendo papel dominante na funcionalidade da paisagem. Em uma floresta plantada de eucalipto contendo inúmeros fragmentos de floresta nativa, o eucaliptal constituiria a matriz, exercendo maior influência sobre a fauna e flora e sobre os processos ecológicos. Já numa área pouco antropizada, a matriz seria a vegetação autóctone. A matriz é via de regra de fácil identificação, mas em alguns casos ela pode não ser tão óbvia (MCGARIGAL & MARKS, 1995).

A travessia de uma área não florestal depende da habilidade de dispersão e do comportamento migratório da espécie em questão, bem como da qualidade da matriz e da distância a ser percorrida para alcançar um fragmento adjacente. Algumas espécies cruzam estas barreiras com pequena ou nenhuma hesitação, enquanto outras espécies relutam em se aventurar em habitat não familiar. Muitos pássaros tropicais e borboletas têm prevenção em cruzar rios ou áreas desflorestadas, por inibições intrínsecas à dispersão (VALERI & SENÔ, 2004).

A qualidade da matriz diz respeito ao uso a que esta está submetida. A permeabilidade da matriz é maior quanto maior for a similaridade de estrutura e composição entre ela e os fragmentos florestais nativos (SCARIOT et al., 2005). Assim, quanto maior o contraste entre os fragmentos e a matriz, maior também será a intensidade dos efeitos de borda sobre a fauna e a flora. Por exemplo, fragmentos de florestas úmidas estão mais sujeitos a esses efeitos quando imersos em matriz de ambiente aberto do que fragmentos de cerrado. Para florestas úmidas, portanto, matrizes agroflorestais ou constituídas por plantios florestais seriam mais adequadas. Neste contexto, a manutenção do sub-bosque também passa a ser de vital importância para permitir a movimentação de algumas espécies, como é o caso de pequenos mamíferos terrestres. Tal fato pôde ser observado numa matriz de cabucas no sul da Bahia, que se mostrou pouco permeável a esses mamíferos porém apta à ocorrência de aves típicas de dossel (COLLI et al., 2005).

Estudando o padrão de uso de fragmentos florestais naturais inseridos em ambiente de savana por grandes mamíferos, TUTIN et al. (1997) notaram que, das oito espécies de primatas presentes na Reserva de Lopé no Gabão

Central, as três maiores espécies viajam pelo chão, enquanto as cinco menores são arborícolas e descem ao chão raramente. Os primatas apresentam cuidado extremo enquanto estão cruzando as savanas. O comportamento observado inclui vigilância dos adultos machos antes e durante a travessia da matriz (savana), que usualmente é realizada correndo, pulando ou por locomoção bípede. Isto sugere que o risco de predação da travessia é percebido como grande por estes animais. Além disso, a travessia de áreas abertas envolve custos em termos de locomoção e possibilidade de estresse fisiológico. Os benefícios de tal travessia podem incluir diminuição da competição intra e inter-específica por alimento e abrigo. Mobilidade ou flexibilidade na dieta é essencial para primatas residentes em fragmentos florestais porque os recursos alimentares podem ser drasticamente reduzidos pela visita esporádica de outras espécies.

Área e forma dos fragmentos

A fragmentação da paisagem gera mosaicos de vegetação nativa estruturados em unidades de diferentes áreas e formas (FERREIRA & AZEVEDO, 2003). Segundo AZEVEDO et al. (2003), o tamanho e a forma das unidades estão diretamente relacionados com o efeito de borda, que tem sua influência aumentada com a diminuição da área e com irregularidades na forma dos ambientes naturais.

O efeito de borda é definido ecologicamente como sendo o local onde dois ecossistemas se encontram, não constituindo contudo uma linha demarcatória, mas sim uma faixa de largura variável. Essa faixa de transição de um ecossistema para outro apresenta características dos dois ecossistemas em contato e também características próprias, sendo denominada ecótono. A faixa de mata nativa influenciada pelo efeito de borda e a intensidade deste são variáveis e dependem da heterogeneidade do ecótono e das espécies envolvidas, que podem necessitar de maior ou menor área central para suprir suas necessidades (BURGESS & SHARPE, 1981; FORMAN et al., 1976; LOVEJOY et al., 1986; ODUM, 1985, citados por CÂNDIDO JÚNIOR, 1991).

No ecótono podem ocorrer maior variedade e densidade de organismos, uma vez que nele estão presentes indivíduos de espécies de cada uma das comunidades adjacentes mais as espécies características do ecótono (CÂNDIDO JÚNIOR, 1991). ODUM (2001) afirma que os ecótonos naturais

podem refletir efeitos positivos sobre a diversidade de animais silvestres na paisagem, mas que, por outro lado, a borda antrópica, sendo um ecótono induzido, formado por pastoreio excessivo, manejo da vegetação, plantio de culturas, incêndios, erosão, desmatamentos e outras atividades humanas, promovem efeitos negativos no ecossistema, como a extinção de determinadas espécies e o favorecimento de outras mais generalistas.

Por diminuir o tamanho das populações, a redução na área do fragmento pode diminuir a variabilidade genética de algumas populações, conforme foi observado para o Cambuí (*Myrciaria floribunda*) (COLLI et al., 2005).

De fato, espécies de borda se beneficiariam com uma configuração onde haveria maior número de fragmentos, logo mais borda, ao passo que espécies de interior de mata prefeririam áreas maiores, onde haveria porções maiores livres do efeito de borda. Reservas grandes e contínuas também são importantes na manutenção de espécies de mamíferos de grande porte, e reservas pequenas servem como áreas de pousio e refúgio, devendo ser preservadas sobretudo caso abriguem alguma espécie endêmica ameaçada de extinção (PEREIRA, 1999).

Analisando este fato em escala de paisagem com base na Teoria de Metapopulações, espécies de fragmentos pequenos que estão sofrendo extinções podem estar realimentando outros fragmentos próximos, mantendo assim populações dinâmicas, ou metapopulações. Assim, os fragmentos devem ser considerados em conjunto na paisagem, visto que os menores podem servir de conexão entre fragmentos maiores ou áreas contínuas de reservas, além de poderem apresentar alguma heterogeneidade interna, representando uma amostra da vegetação da região, o que os torna importantes para a conservação da biodiversidade regional (SCARIOT et al., 2005).

Considerando dois fragmentos de áreas iguais, aquele com forma mais próxima à circular apresenta menor relação perímetro/área e, logo, menor proporção de borda. Por outro lado, fragmentos de formas irregulares, como aqueles alongados e muito recortados ou invaginados, apresentam maior relação perímetro/área, tendo maior proporção de borda.

AZEVEDO et al. (2003) caracterizaram os remanescentes florestais na Bacia do Rio Turvo, Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, RJ, de acordo com seu estágio de sucessão e vulnerabilidade e constataram que a cobertura vegetal

da área de estudo se apresentava muito fragmentada, totalizando 758 remanescentes e perfazendo uma área total de 135,56 Km² (32,86% da área de estudo). Dos fragmentos analisados, observou-se um predomínio de remanescentes com área menor que 10 ha (59,24%), o que indica um alto grau de vulnerabilidade dos fragmentos presentes na bacia em função de seus tamanhos. Em relação à forma, os remanescentes apresentavam vulnerabilidade devido a sua forma irregular, estando mais sujeitos ao efeito de borda.

Fragmentos com maior proporção de borda são mais influenciados por fatores extrínsecos, sejam eles naturais ou advindos de ações antrópicas, devido à maior área de contato com a matriz. A maior exposição aos ventos nas bordas causa efeitos diretos como a derrubada de árvores e a dispersão de sementes de espécies exóticas e invasoras e patógenos para dentro do fragmento, assim como influencia no microclima por aumentar a evapotranspiração, reduzindo a umidade e aumentando a dessecação. A maior incidência de luz nas bordas favorece o estabelecimento de espécies heliófilas, como pioneiras e lianas, em detrimento das mais tolerantes ao sombreamento. As perturbações antrópicas, como fogo, exploração florestal, animais domésticos e caça, também são mais sentidas em fragmentos com maior proporção de borda. Estes fatores criam condições para o estabelecimento de espécies diferentes daquelas que ali se encontravam antes da criação da borda, implicando em alterações na composição e densidade de espécies da flora (SCARIOT et al., 2005).

A influência da borda sobre a vegetação segue, em efeito dominó, impactando a comunidade como um todo. Sobre a avifauna, os efeitos prejudiciais detectados foram: (i) diminuição do sucesso reprodutivo devido a predadores de ninhos; (ii) aumento do parasitismo às ninhadas de ninhos próximos à borda; (iii) condições climáticas adversas à avifauna como ventos fortes; (iv) morte dos adultos ou deserção do ninho devido a perturbações causadas por atividades humanas (ANGELSTAM, 1986; GATES & GYSEL, 1978).

O tamanho dos fragmentos pode influenciar a riqueza das espécies. Por exemplo, em áreas de Cerrado, fragmentos maiores que 1300 ha abrigaram aproximadamente 25% mais espécies arbóreas que fragmentos inferiores a 700 ha (COLLI et al., 2005). Porém, em alguns casos, a riqueza de espécies

pode não ter relação com o tamanho dos fragmentos, podendo até mesmo acontecer de se encontrar um maior número de espécies em áreas fragmentadas do que em áreas florestais maiores, contínuas e em melhor estado de conservação. Tal fato se deve à ocorrência, na borda dos fragmentos, de espécies de áreas perturbadas ou abertas. Por isso, a diversidade nem sempre é considerada o melhor critério para se avaliar os efeitos da fragmentação, devendo esta ser substituída ou complementada pelo estudo da composição e abundância de espécies (VIEIRA et al., 2005). Um exemplo disso é o estudo feito por PARDINI (2001), onde a autora observou, em pequenos fragmentos, aumento na riqueza de pequenos mamíferos e diminuição na densidade de indivíduos das espécies *Oryzomys laticeps* e *Marmosops incanus*, dominantes das florestas da Região de Una, Bahia. Estas espécies são bastante vulneráveis e com baixa capacidade de ocupar habitats do entorno, podendo ser extintas localmente. Segundo VIEIRA et al. (2005), o mesmo comportamento não acontece para mamíferos maiores, que tendem a ter tanto sua abundância quanto diversidade diminuídas com a fragmentação de áreas de floresta contínua em pequenas unidades florestais, em virtude da necessidade de mais espaço destes mamíferos.

Para SCARIOT et al. (2005), algumas vezes, dependendo da espécie e dos fatores do efeito de borda em questão, o efeito de borda pode prolongar-se para o interior do fragmento a ponto deste ser totalmente influenciado pela vizinhança, não dispondo de uma área central, que é a área efetivamente preservada e mais similar à vegetação original da região, gerando efeitos negativos sobretudo para as espécies mais sensíveis e adaptadas a condições de interior de mata, como morcegos da subfamília Phyllostominae e aves típicas do sub-bosque, como a galinha-do-mato (*Formicarius colma*). Isto ocorreria sobretudo em fragmentos pequenos, uma vez que SAUNDERS et al. (1991) afirmam que a forma dos fragmentos só exerceria importante influência sobre áreas relativamente pequenas. Fato comprovado por SCHIERHOLTZ (1991) ao traçar uma relação inversamente proporcional entre a área dos fragmentos e a proporção de borda dos mesmos, e por PEREIRA (1999), que verificou melhora no fator de forma com o aumento das áreas, estando o fator de forma relacionado com a raiz quadrada da área.

Em linhas gerais, o tamanho dos fragmentos é fator importante para a dinâmica populacional; e o efeito de borda, intensificado pela menor área e

formato irregular dos fragmentos, pode reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento, por diminuir sua área central. Para assegurar a preservação de espécies que necessitam de áreas livres do efeito de borda, deve-se priorizar a conservação de grandes áreas contínuas com porções centrais amplas e bem preservadas, o que pode ser obtido pela diminuição da razão perímetro/área dos fragmentos (COLLI et al., 2005).

Isolamento

O isolamento entre populações de uma mesma espécie ocorre quando há um bloqueio parcial ou total de intercâmbio de genes entre elas, que pode ser reprodutivo ou geográfico (SALGADO-LABOURIAU, 1994).

O bloqueio reprodutivo ocorre quando aparecem indivíduos na população que, por mutação ou recombinação de genes, sofrem uma alteração fisiológica ou bioquímica na reprodução, como mudança da época de maturação sexual ou de reprodução, nos feromônios e outras, impedindo o cruzamento com a população original. Assim, a sub-população começa a divergir da população original até o isolamento reprodutivo total que barra o intercâmbio de genes e pode conduzir à formação de uma nova espécie (SALGADO-LABOURIAU, 1994).

O isolamento geográfico ocorre por meio de barreiras geográficas, que impedem progressivamente o fluxo gênico entre populações. Tais barreiras podem ser causadas por cadeias de montanhas, pela desertificação de grandes áreas, pelo avanço de geleiras, pela mudança de curso de um grande rio, pela formação de lagos, e outros fatores, que isolam total ou parcialmente uma população (SALGADO-LABOURIAU, 1994). Além dessas barreiras geográficas naturais, o isolamento geográfico entre diferentes fragmentos florestais pode se dar por ação antrópica, como atividades agropecuárias, centros urbanos, hidrelétricas, rodovias e pontes (VALERI & SENÔ, 2004).

O oposto do isolamento geográfico é a migração de novos indivíduos para dentro de uma população. Este tipo de migração pode mudar a frequência de genes na população e resultar em novas combinações (SALGADO-LABOURIAU, 1994). A existência de conexões entre habitats pode facilitar a movimentação de indivíduos e propágulos na paisagem. Todavia, se tais conexões estão ausentes, as distâncias entre unidades passam a determinar a

efetividade da dispersão (MERRIAM, 1988). BIERREGAARD JUNIOR et al. (1992) encontraram, para alguns insetos, mamíferos e aves de sub-bosque, que uma distância de cerca de 80 m entre fragmentos constitui forte barreira ao movimento destes grupos.

De maneira geral, a similaridade florística e faunística tende a ser maior entre fragmentos mais próximos do que entre fragmentos isolados. Porém, não é apenas a distância que determina o grau de isolamento entre os fragmentos, mas também a permeabilidade da matriz, visto que algumas barreiras podem ser intransponíveis para algumas espécies e não o serem para outras. COLLI et al. (2005) descobriram que as cabruças e capoeiras funcionaram como extensões da floresta para muitas borboletas frugívoras e sapos e lagartos da serapilheira, aumentando a conectividade entre populações em diferentes fragmentos de mata. Para HARRIS (1984), além da distância e da permeabilidade da matriz, o grau de conexão ou troca genética entre fragmentos seria dependente da composição de espécies destes.

Algumas das razões por que o isolamento de fragmentos provoca o declínio ou extinção local de populações são: i) necessidade de mais de um local para desenvolver suas atividades, como alimentação, nidificação e abrigo; ii) indisponibilidade de recursos (alimento e água) em um só local dentro da paisagem, variando de local para local, durante as diferentes estações do ano; iii) necessidade de diferentes locais para sobrevivência devido às variações climáticas durante o ano; e iv) dificuldade de movimentação entre fragmentos, comprometendo a viabilidade das metapopulações (KORMAN, 2003).

Desta forma, a eficiência de fragmentos de mata isolados é questionável em termos ecológicos. Fragmentos isolados perdem a capacidade de manter em seu interior uma população apta a sobreviver, ameaçando de forma direta a manutenção da biodiversidade (HARRIS, 1984) pela dificuldade de dispersão de propágulos e de movimentação da fauna silvestre entre fragmentos, resultando em consangüinidade e a endogamia (PEREIRA, 1999). Assim, a estrutura genética das espécies pode ser alterada em virtude de seu isolamento genético, como o observado para populações isoladas de mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e cedro (*Cedrela aff. odorata*), que sofreram redução em sua variabilidade genética e maior grau de diferenciação entre elas (COLLI et al., 2005).

Caso determinadas espécies não tenham a capacidade de migrar entre unidades isoladas, sua probabilidade de extinção local aumenta com o tempo (HAMABATA, 1980), tanto devido às freqüentes trocas gênicas dentro da mesma população, quanto à diminuição gradativa do tamanho dos fragmentos florestais pela ação antrópica. Populações da fauna silvestre que são relegadas a fragmentos de habitat podem ser mais susceptíveis à extinção local que populações em grandes e contínuas unidades (MERRIAM, 1988). Muitas espécies de aves respondem negativamente à pequenas e/ou isoladas unidades de habitat, mesmo se a área total de florestas continuar a mesma (GALLI et al., 1976). O isolamento de pequenas populações em fragmentos relativamente pequenos pode vir a tornar tais populações inviáveis para a manutenção da espécie no local, devido ao menor nível de heterozigose que será desenvolvido, diminuindo com o tempo a capacidade de adaptação a mudanças ambientais (SAUNDERS et al., 1991).

COLLI et al. (2005) apontam como medidas para proporcionar uma maior conectividade entre fragmentos de mata isolados a criação de habitats similares ao original no entorno dos fragmentos, a diminuição da distância entre fragmentos, que pode ser alcançada pela recuperação de suas bordas e aumentando sua área, bem como a criação de corredores ecológicos.

TUTIN et al. (1997) sugerem que a prática de corredores é importante para *Cercopithecus pogonias*, mas que os outros mamíferos florestais por eles estudados não hesitaram em atravessar mais de 100 metros em área de savana para visitar outros fragmentos de floresta tropical. Entretanto, o grau de isolamento dos fragmentos era relativamente pequeno e apenas grandes espécies de mamíferos foram estudadas. Os resultados usualmente mostraram-se diferentes para pequenos mamíferos, aves e insetos, grupos para os quais áreas abertas constituem uma maior barreira para movimentação, sobretudo em fragmentos muito antropizados. Existem também algumas espécies para as quais a estratégia de corredores é essencial à manutenção de suas populações na paisagem. Segundo COLLI et al. (2005), esse é o caso de plantas cujos polinizadores e dispersores de sementes não atravessam matrizes abertas. Pode ocorrer algumas vezes de não se alcançar a função esperada de um corredor. O maior problema da função de condução de um corredor está na perspectiva humana linear de conectar fragmentos, o que não aumentará, necessariamente, a conectividade para algumas espécies, dado que cada

espécie possui histórias de vida e necessidades de habitat diferentes (VALERI & SENÔ, 2004).

Apesar das vantagens da conectividade, a dispersão entre unidades de habitat nem sempre é um evento favorável. CULLEN JUNIOR et al. (2005), estudando onças como detetives da paisagem para o corredor do alto rio Paraná predisseram, por meio de Análise de Viabilidade Populacional, declínio e risco de extinção das populações desta espécie no local estudado. De acordo com os autores, o aumento de estatísticas vitais, como aumento da fecundidade e diminuição da mortalidade, seria mais relevante para a manutenção destas populações que o aumento das taxas de dispersão entre elas. O aumento da dispersão poderia ser desfavorável quando se imagina a migração de onças de populações maiores e mais estáveis para locais com populações menores e com maior tendência à extinção.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em áreas de plantios de eucalipto e fragmentos florestais nativos de projetos da CENIBRA (Celulose Nipo-Brasileira S.A), presentes em três microrregiões do Estado de Minas Gerais.

Foram escolhidos quatro projetos, antigas fazendas adquiridas pela empresa, em quatro diferentes regionais. A divisão em regionais foi determinada pela CENIBRA para administrar áreas com características semelhantes. O projeto Florália pertence à regional Santa Bárbara; o projeto Jatobá I à regional Cocais; o projeto Marola à regional Rio Doce e os projetos Sabinópolis I e Sabinópolis III à regional Guanhães. Os projetos Sabinópolis I e III foram analisados em conjunto, gerando-se produtos únicos.

Na escolha dos projetos procurou-se selecionar áreas representativas dos diversos ambientes onde a empresa atua para que a metodologia proposta e parte dos resultados pudessem ser testadas em diferentes condições. Além disso, também foi possível trabalhar em áreas com características pedogeomorfológicas diversas de ocorrência na região dos Mares de Morros.

Os projetos Florália e Sabinópolis localizam-se na borda Leste do Quadrilátero/Espinhaço. Florália pertence à regional mais úmida e meridional, de relevo dissecado e solos profundos e intemperizados. Sabinópolis I e III são os projetos localizados mais ao Norte, cuja regional apresenta menor precipitação total média anual. Marola fica na baixada do Rio Doce, região com déficit hídrico maior, com relevo menos dissecado, solos mais rasos e temperaturas mais elevadas. Jatobá I fica em área mais montanhosa, de relevo movimentado e clima mais frio, em transição para ambiente de campo de altitude.

Descrição do padrão de fragmentação

O tema de uso dos solos dos projetos estudados foi obtido com a CENIBRA. A análise de fragmentação foi realizada para a floresta nativa, que inclui Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs), inserida na matriz de plantios de eucalipto dos projetos. Para a execução do software Fragstats foi necessária a criação de um código de separação destes dois usos, o que foi realizado por meio da criação do campo *Cod_frag* na tabela de atributos das classes de uso do solo de cada projeto. Neste campo, os usos *Área de Preservação Permanente (APP)* e *Reserva Legal (RL)* receberam o código 1 e os demais usos, onde predominavam plantios de eucalipto, código 2 (Tabela 1).

Procedeu-se à rasterização utilizando-se o campo *Cod_frag* e adotando tamanhos de célula de 10 metros. O uso deste tamanho de célula provocou a fragmentação das estradas, cuja largura era de cerca de 6 metros. Com isso, decidiu-se eliminar as estradas por meio da atribuição do valor do vizinho mais próximo a suas células. Como algumas células de mata ficaram isoladas ou em conjunto como pequenos fragmentos, também se convencionou eliminar aqueles com área inferior a 1 ha (Anexo V), após a percepção de que estes influenciavam as métricas de classe por estarem em número relativamente elevado.

No programa Fragstats®, foram calculados índices da paisagem referentes à cada unidade da paisagem de classe floresta nativa (APP + RL) (Tabela 2), à esta classe na paisagem (Tabela 3) e à paisagem como um todo

(Tabela 4). Calcularam-se métricas de área, forma, borda, isolamento e conectividade dos fragmentos, conforme especificado em FRAGSTATS ARC (2005), MCGARIGAL & MARKS (1995) e METZGER (2003). Os índices foram calculados para cada projeto individualmente.

Tabela 1. Campo *Cod_frag* gerado para rasterização do tema de uso do solo

Uso	<i>Cod_frag</i>
Reserva Legal (RL)	1
Área de Preservação Permanente (APP)	1
Outros (predominância de eucaliptais)	2

Tabela 2. Índices em escala de unidade de paisagem para quantificação da estrutura da paisagem

Índice	Fragstats ^{1/}	Fórmula	Significado
Área das unidades	AREA	a_{ij} (1/10.000); a_{ij} = área (m ²) da unidade ij.	Área (ha) de cada fragmento.
Perímetro das unidades	PERIM	p_{ij} ; p_{ij} = perímetro (m) da unidade ij.	Perímetro (m) do fragmento
Razão perímetro/área	PARA	$p_{ij}/AREA$.	Medida simples da complexidade da forma da unidade (m/ha). Quanto maior esse índice, maior o efeito de borda.
Índice de forma	SHAPE	$p_{ij}/\min(p_{ij})$; p_{ij} = perímetro da unidade ij em termos de número de células; $\min p_{ij}$ = perímetro mínimo da unidade ij em termos de número de células para uma unidade de mesma área.	SHAPE = 1 quando a unidade é o mais compacta possível e aumenta sem limites quando a forma da unidade torna-se mais irregular.
Área central ^{2/}	CORE	a_{ij}^c (1/10.000); a_{ij}^c = área central (m ²) da unidade ij baseada na distância especificada a partir da borda (m).	Área interna (ha) de uma unidade na qual os efeitos de borda são minimizados ou inexistentes. CORE = 0 quando toda a área da unidade encontra-se dentro da distância especificada da borda. CORE se aproxima da AREA com a diminuição da distância especificada da borda e com a simplificação da borda.

Índice	Fragstats^{1/}	Fórmula	Significado
Índice de área central ^{2/}	CAI	$a_{ij}^c (100) / a_{ij}$	Porcentagem do fragmento que constitui área central. CAI = 0 quando CORE = 0, ou seja, o fragmento não contém área central. CAI se aproxima de 100 ao aumentar a área central do fragmento.
Distância euclidiana ao vizinho mais próximo	ENN	h_{ij} , h_{ij} = distância (m) da borda da unidade ij para a de outra unidade de mesma classe.	Distância euclidiana (m) do fragmento de mesmo tipo mais próximo.

^{1/} Abreviação dos índices no programa Fragstats.

^{2/} Considerou-se efeito de borda até a distância de 50 e 100 m a partir da borda.

Tabela 3. Índices em escala de classe para quantificação da estrutura da paisagem

Índice	Fragstats ^{1/}	Fórmula	Significado
Área total da classe	CA	$\sum_{j=1}^n a_{ij} (1/10.000)$; a_{ij} = área (m ²) da unidade ij;	Área (ha) de todas as unidades da classe.
Porcentagem da paisagem	PLAND	$\sum_{j=1}^n a_{ij} (100)/ A$; A = área total da paisagem (m ²).	Porcentagem da paisagem ocupada pela classe.
Número de unidades	NP	n_i ; n_i = número de unidades da classe i na paisagem.	Número de fragmentos da classe na paisagem. Mede o grau de ruptura de uma determinada unidade.
Densidade de unidades	PD	$[n_i (10.000) (100)]/A$	Densidade de fragmentos na paisagem (número/100 ha).
Maior unidade	LPI	$(\max_{j=1}^n(a_{ij}) 100)/A$	Porcentagem da paisagem ocupada pela maior unidade da classe.
Total de borda	TE ^{2/}	$\sum_{k=1}^m e_{ik}$; e_{ik} = comprimento (m) da borda da classe i incluindo a borda externa e eventuais planos de fundo desta classe.	Comprimento (m) de todos os segmentos envolvendo as unidades de paisagem da classe.
Densidade de borda	ED ^{2/}	$\sum_{k=1}^m e_{ik} (100)/ A$	Densidade de borda da classe na paisagem (m/ha).

Índice	Fragstats ^{1/}	Fórmula	Significado
Área das unidades	AREA_MN e CV	$MN^{3/} = (\sum_{j=1}^n x_{ij})/n; SD^{3/} = [\sum_{j=1}^n (x_{ij}-MN)^2/n_i]^{1/2};$ $CV^{3/} = SD (100)/MN$	Média e coeficiente de variação das áreas dos fragmentos da classe.
Índice de forma	SHAPE_MN e CV	$MN^{3/} = (\sum_{j=1}^n x_{ij})/n; SD^{3/} = [\sum_{j=1}^n (x_{ij}-MN)^2/n_i]^{1/2};$ $CV^{3/} = SD (100)/MN$	Média e coeficiente de variação dos índices de forma da classe.
Razão perímetro/área	PARA_MN e CV	$MN^{3/} = (\sum_{j=1}^n x_{ij})/n; SD^{3/} = [\sum_{j=1}^n (x_{ij}-MN)^2/n_i]^{1/2};$ $CV^{3/} = SD (100)/MN$	Média e coeficiente de variação das razões perímetro/área da classe.
Área central total ^{4/}	TCA	$\sum_{j=1}^n a_{ij}^c (1/10.000); a_{ij}^c = \text{área central (m}^2\text{) da unidade ij baseada na distância especificada a partir da borda (m).}$	É o mesmo que CORE ao nível de unidade, mas aqui é somada a área central de todas as unidades da mesma classe. É dada em ha.
Porcentagem de área central ^{4/}	CPLAND	$\sum_{j=1}^n a_{ij}^c (100)/ A$	Porcentagem da paisagem que constitui área central da correspondente classe de unidade.
Área central	CORE_MN e CV	$MN^{3/} = (\sum_{j=1}^n x_{ij})/n; SD^{3/} = [\sum_{j=1}^n (x_{ij}-MN)^2/n_i]^{1/2};$ $CV^{3/} = SD (100)/MN$	Média e coeficiente de variação de área central da classe.

Índice	Fragstats ^{1/}	Fórmula	Significado
Índice de área central	CAI_MN e CV	$MN^{3/} = (\sum_{j=1}^n x_{ij})/n; SD^{3/} = [\sum_{j=1}^n (x_{ij}-MN)^2/n_i]^{1/2};$ $CV^{3/} = SD (100)/MN$	Média e coeficiente de variação do percentual de área central da classe.
Distância euclidiana ao vizinho mais próximo	ENN_MN e CV	$MN^{3/} = (\sum_{j=1}^n x_{ij})/n; SD^{3/} = [\sum_{j=1}^n (x_{ij}-MN)^2/n_i]^{1/2};$ $CV^{3/} = SD (100)/MN$	Média e coeficiente de variação das distâncias euclidianas para a classe.
Índice de conectividade ^{5/}	CONNECT	$[(\sum_{j \neq k}^n c_{ijk}) 100] / \{[n_i(n_i-1)]/2\};$ <p>c_{ijk} = união entre as unidades j e k (0 = separado, 1 = unido) da unidade correspondente do mesmo tipo (i), com base na distância limiar especificada pelo usuário;</p> <p>n_i = número de unidades da classe na paisagem.</p>	Porcentagem do número de uniões funcionais entre unidades do mesmo tipo, onde cada par de unidades pode ou não estar conectado baseado na distância determinada. CONNECT = 0 quando a classe possui apenas uma unidade na paisagem ou quando nenhuma das unidades presente está conectada (baseada na distância limiar). CONNECT = 100 quando todas as unidades da classe encontram-se conectadas, ou seja, à distância menor ou igual à estabelecida pelo usuário.

^{1/} Abreviação dos índices no programa Fragstats;

^{2/} Adotou-se metade do limite do projeto como sendo borda;

^{3/} MN (Média), SD (Desvio-Padrão) e CV (Coeficiente de Variação);

^{4/} Considerou-se efeito de borda até a distância de 50 e 100 m a partir da borda;

^{5/} Calculou-se CONNECT para distâncias limiares de 20, 100 e 200 m, ou seja, 1, 9 e 19 células, respectivamente, da matriz entre duas de matas vizinhas.

Tabela 4. Índices em escala de paisagem para quantificação da estrutura da paisagem

Índice	Fragstats ^{1/}	Fórmula	Significado
Área total	TA	$A/10.000$; A = área total da paisagem (m ²).	Área total da paisagem (ha).
Maior unidade	LPI	$(\text{máx}(a_{ij}) 100)/A$; a_{ij} = área (m ²) da unidade ij;	Porcentagem da paisagem que a maior unidade da paisagem ocupa.
Total de borda ^{2/}	TE	E; E = comprimento total (m) de borda na paisagem.	Extensão do limite entre unidades de diferentes classes na paisagem (m).
Densidade de borda ^{2/}	ED	$E (10.000)/A$	Densidade de borda total na paisagem (m/ha).

^{1/} Abreviação dos índices no programa Fragstats;

^{2/} Adotou-se metade do limite do projeto como sendo borda.

RESULTADOS

Os mapas dos usos do solo gerados pela rasterização do tema de uso dos solos a partir do campo *Cod_frag* e pelo tratamento do grid resultante para eliminação das estradas e áreas de floresta nativa inferior a 1 ha estão apresentados nas Figuras 1, 2, 3 e 4.

Os índices de tamanho e densidade de fragmentos a nível de classe de floresta nativa e paisagem por projeto encontram-se listados na Tabela 5. A área total de cada projeto (TA) varia de 1.180,2 ha em Jatobá I a 1.293,0 ha em Sabinópolis (soma da área dos projetos Sabinópolis I e Sabinópolis III). Assim, a diferença máxima de área entre os projetos é de 112,8 ha.

Os índices de classe foram calculados apenas para a floresta nativa. As nativas ocupam 51,7% da área do projeto Florália, 23,5% do Jatobá I, 33,6% do Marola e 29,0% do Sabinópolis. Dos 51,7% de nativas do projeto Florália, 51% é ocupado pelo maior fragmento (LPI a nível de classe), que é o mesmo valor para o LPI a nível de paisagem, indicando que as nativas constituem a classe com maior área contínua do projeto. Nos demais projetos, o LPI a nível de classe é inferior àquele a nível de paisagem, ao ponto de uma única unidade de eucalipto ocupar 72,1% da área total no projeto Jatobá, ao passo que a maior unidade de floresta nativa ocupa 9,9%.

Com relação ao número de fragmentos presentes, Florália e Sabinópolis apresentam o menor número (NP), com três fragmentos cada e uma densidade (PD) de 0,3 e 0,2 fragmentos/100 ha, respectivamente. Estes índices denotam uma menor fragmentação, sobretudo quando comparados aos projetos Jatobá I e Marola, que possuem 16 e 18 fragmentos, respectivamente, ambos com densidade de 1,4 fragmentos/100 ha. Analisando-se a área, nota-se que aqueles projetos com menor densidade e número de fragmentos apresentam maior área média destes: Florália possui área média de 205,5 ha de floresta nativa e Sabinópolis 125,0 ha, enquanto que Jatobá I apresenta 17,3 ha e Marola 23,2 ha. O coeficiente de variação da área destes últimos projetos também é maior, por conterem maior número de fragmentos com tamanhos diferentes (Figura 5, Tabela 6). Nestes, cerca de 44% dos fragmentos possuem área inferior a 5 ha. Florália e Sabinópolis também possuem elevado coeficiente de variação pelo fato de ambos possuírem um fragmento de maior porte e dois muito pequenos (< 10 ha).

Tabela 5. Índices de tamanho e densidade de fragmentos a nível de classe de floresta nativa e paisagem para caracterização da fragmentação florestal nos projetos de estudo

Índices	Florália	Jatobá I	Marola	Sabinópolis
<i>Paisagem</i>				
TA (ha)^{1/}	1192,7	1180,2	1243,9	1293,0
LPI (%)^{2/}	51,0	72,1	65,3	44,0
<i>Classe</i>				
CA (ha)^{3/}	616,4	276,8	417,9	375,1
PLAND (%)^{4/}	51,7	23,5	33,6	29,0
LPI (%)^{5/}	51,0	9,9	15,0	28,5
NP (n)^{6/}	3,0	16,0	18,0	3,0
PD (n/100 ha)^{7/}	0,3	1,4	1,4	0,2
AREA_MN (ha)^{8/}	205,5	17,3	23,2	125,0
AREA_CV (%)^{9/}	138,8	161,8	186,0	137,6

^{1/} Área total da paisagem; ^{2/} Proporção ocupada pela maior unidade da paisagem; ^{3/} Área total da classe; ^{4/} Proporção da paisagem ocupada pelos fragmentos florestais nativos; ^{5/} Proporção ocupada pela maior unidade da classe; ^{6/} Número de unidades; ^{7/} Densidade de unidades; ^{8/} Área média das unidades; ^{9/} Coeficiente de variação da área.

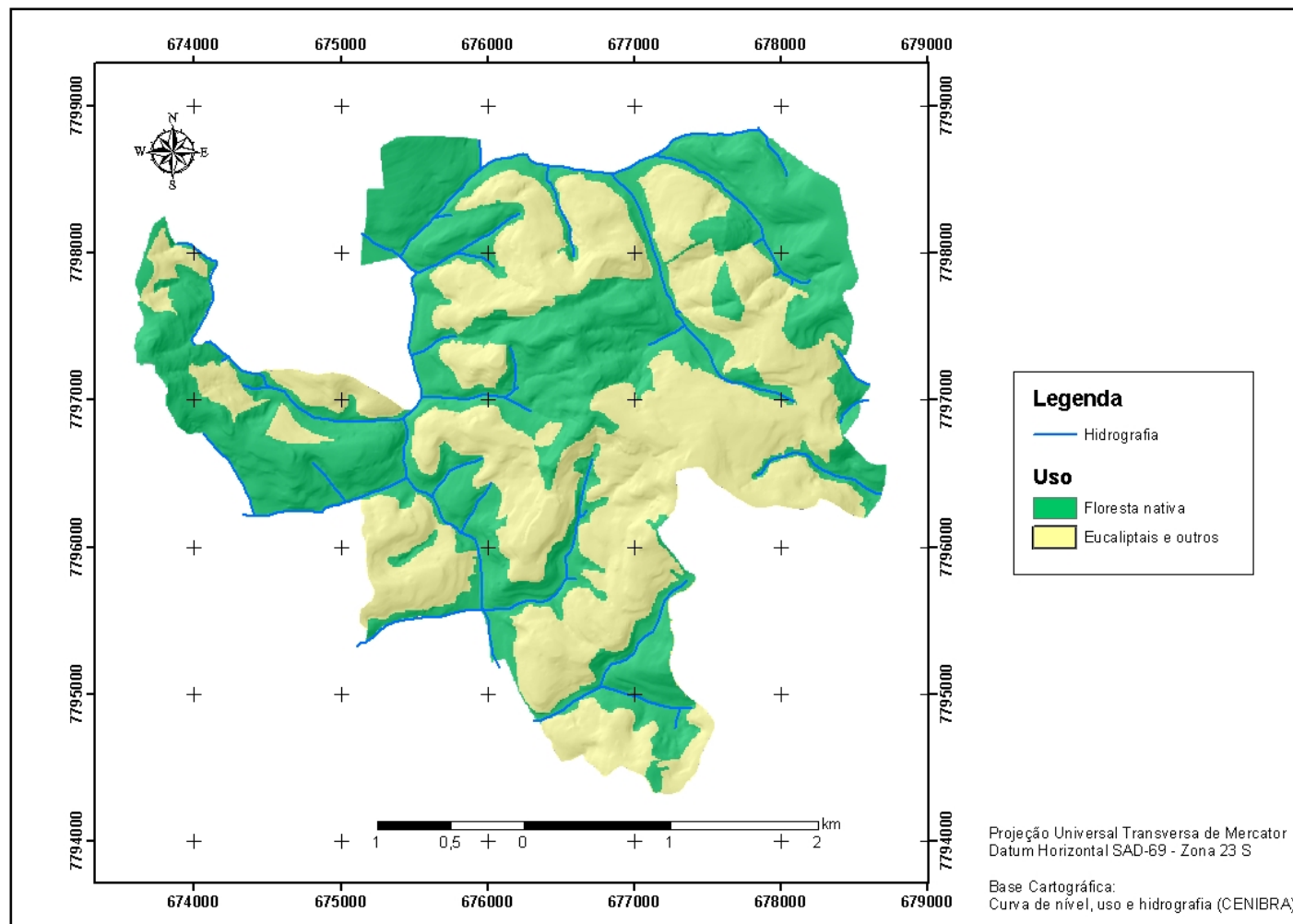


Figura 1. Mapa de localização das florestas nativas e eucaliptais no projeto Florália.

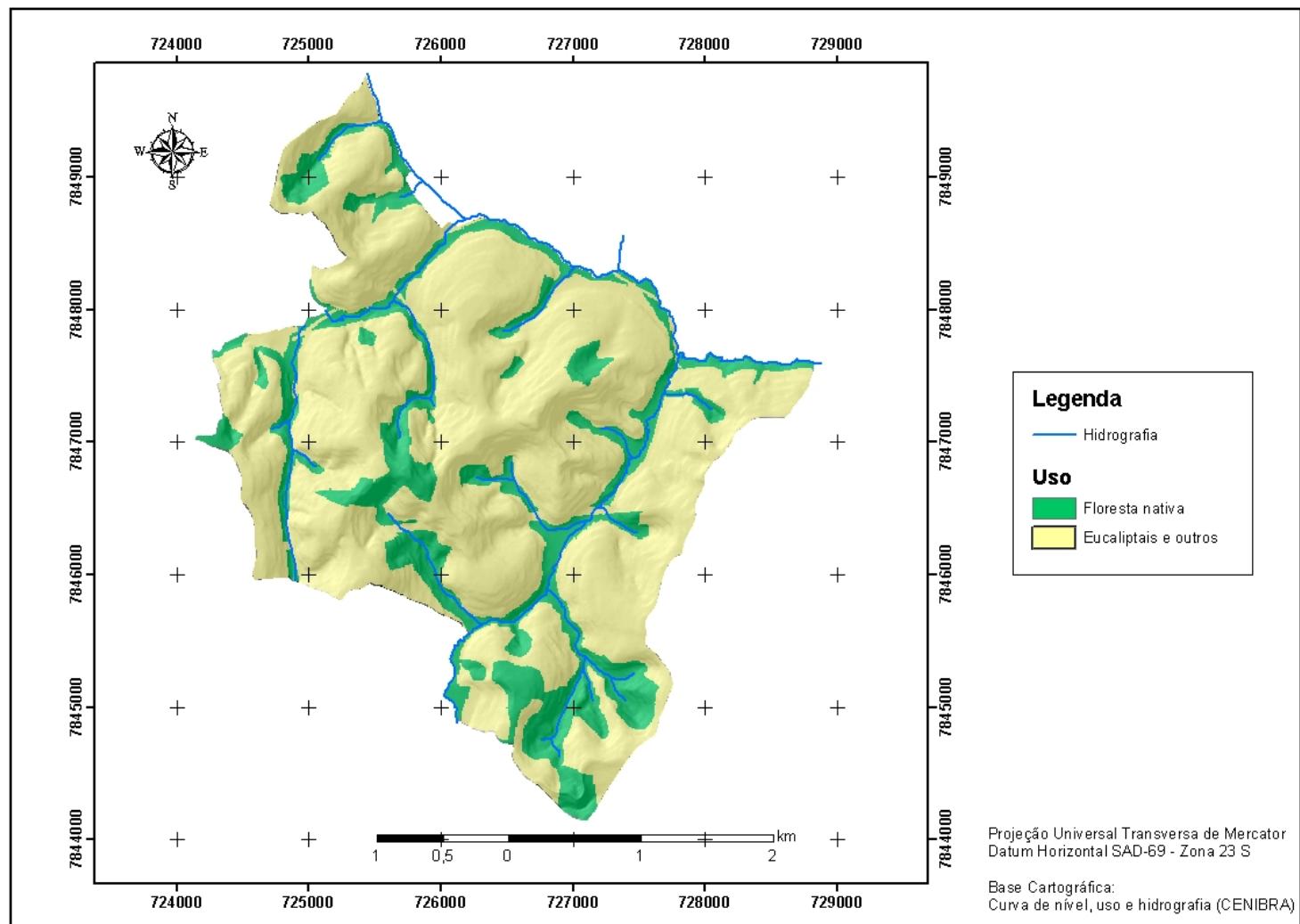


Figura 2. Mapa de localização das florestas nativas e eucaliptais no projeto Jatobá I.

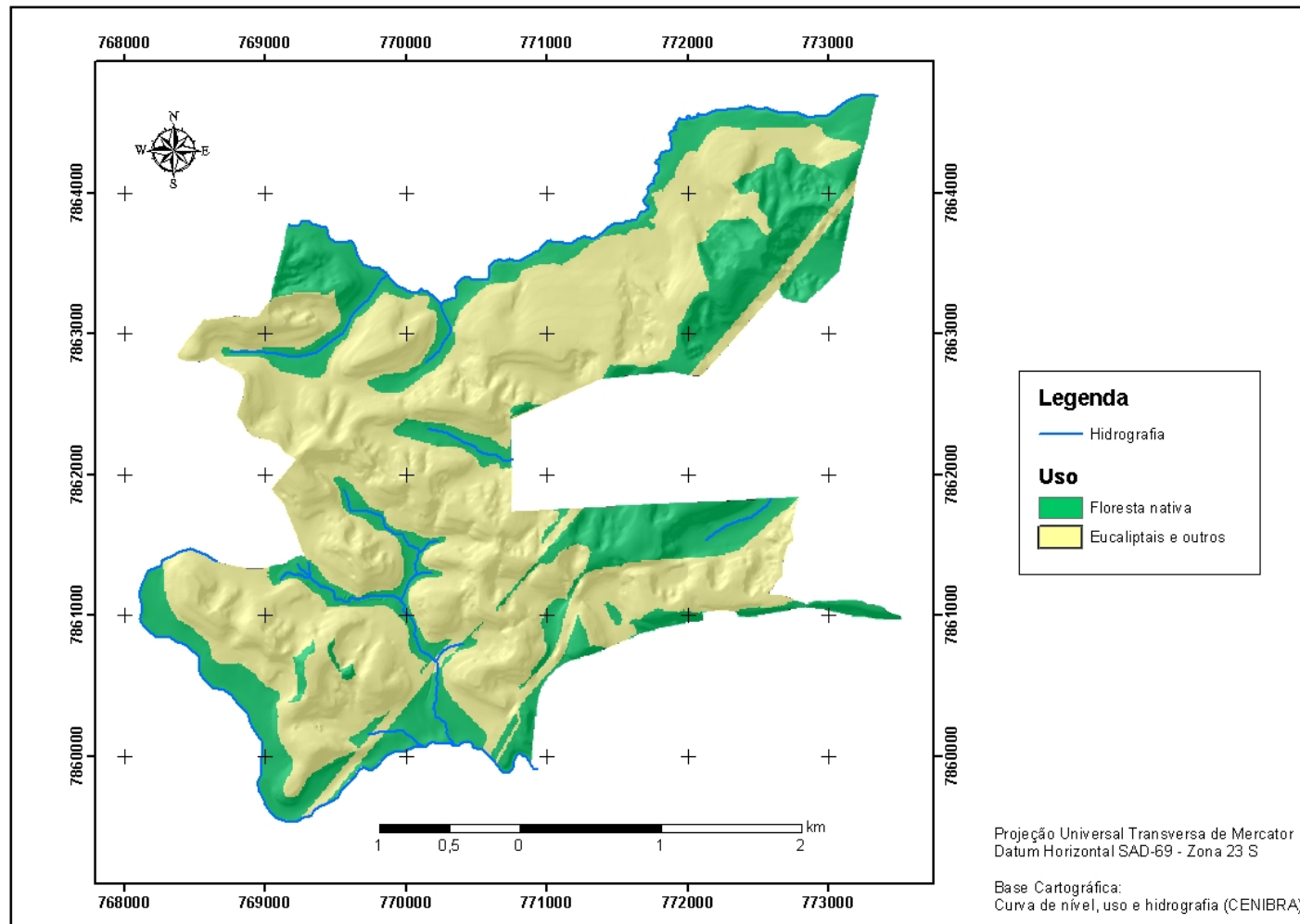


Figura 3. Mapa de localização das florestas nativas e eucaliptais no projeto Marola.

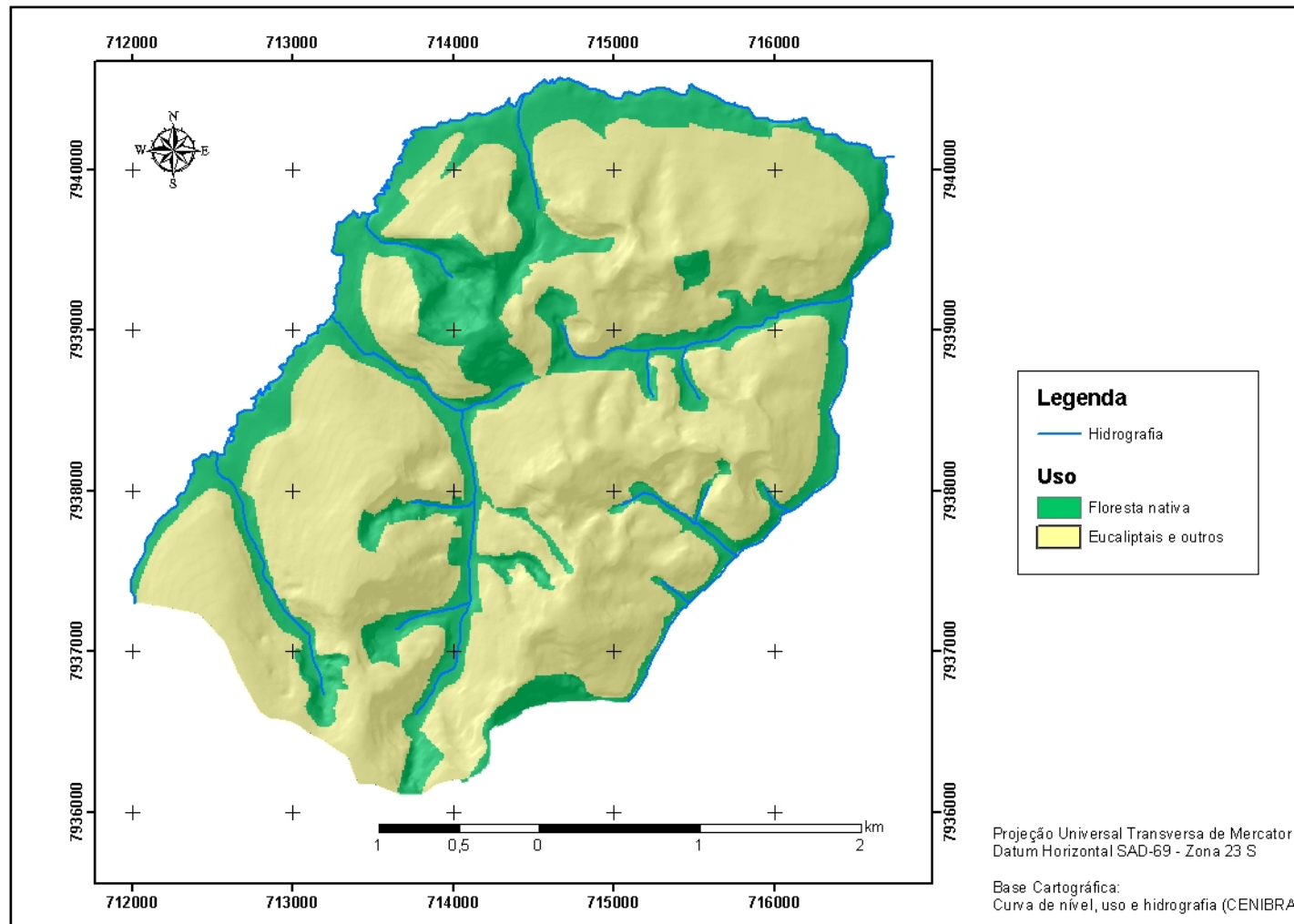


Figura 4. Mapa de localização das florestas nativas e eucaliptais nos projetos Sabinópolis I e III.

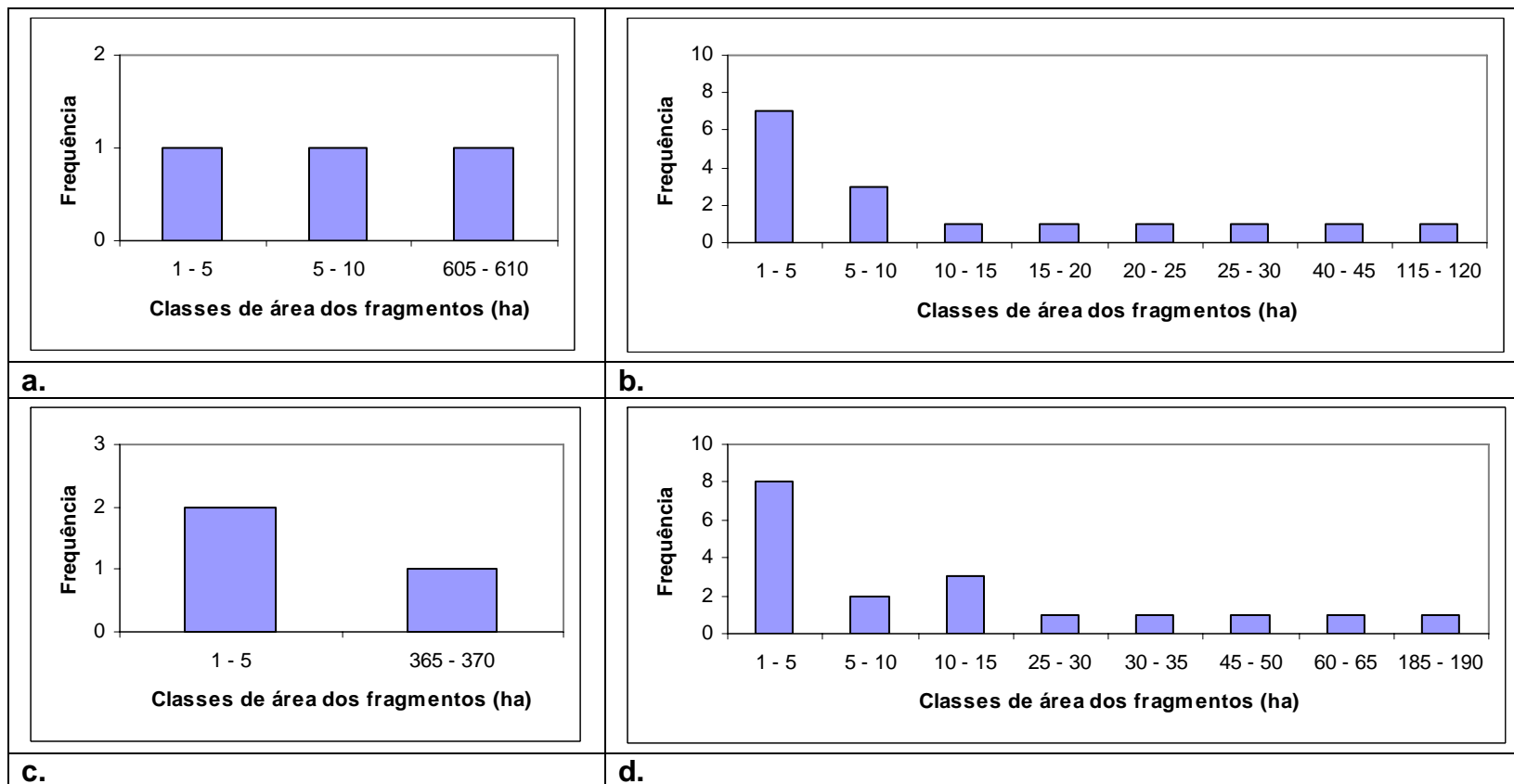


Figura 5. Histogramas de freqüência de classes de área dos fragmentos nos projetos estudados: a. Florália; b. Jatobá I; c. Sabinópolis; d. Marola.

Tabela 6. Índices a nível de unidade da paisagem para caracterização da fragmentação florestal nos projetos de estudo

PID	AREA (ha)^{1/}	PERIM (m)^{2/}	PARA (m/ha)^{3/}	SHAPE^{4/}	CORE_50 (ha)^{5/}	CAI_50 (%)^{6/}	CORE_100 (ha)^{7/}	CAI_100 (%)^{8/}	ENN (m)^{9/}
Projeto Florália									
1	2,3	1180,0	517,5	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	53,9
2	5,3	1300,0	244,8	1,4	1,4	25,8	0,0	0,0	44,7
3	608,8	77600,0	127,5	7,9	353,3	58,0	196,2	32,2	44,7
Projeto Jatobá I									
1	1,3	560,0	421,1	1,2	0,0	0,8	0,0	0,0	50,0
2	1,4	700,0	489,5	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	60,8
3	1,5	720,0	489,8	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	155,2
4	1,6	1100,0	687,5	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	28,3
5	1,6	940,0	583,9	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	104,4
6	3,6	1180,0	327,8	1,6	0,3	7,2	0,0	0,0	20,0
7	4,2	1320,0	312,1	1,6	0,7	15,8	0,0	0,0	210,2
8	6,6	1540,0	231,9	1,5	2,1	32,2	0,2	2,7	211,9
9	7,9	2420,0	306,7	2,1	0,9	10,9	0,0	0,0	70,0
10	9,5	3940,0	414,7	3,2	0,6	5,9	0,0	0,0	20,0
11	12,6	2920,0	231,0	2,0	3,9	30,5	0,5	4,0	20,0
12	18,6	8020,0	431,6	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	28,3
13	20,2	8100,0	400,8	4,5	0,8	4,0	0,0	0,0	20,0
14	28,3	10200,0	361,1	4,8	1,4	5,0	0,0	0,0	20,0
15	40,6	9720,0	239,2	3,8	10,5	25,9	0,5	1,2	20,0
16	117,2	22360,0	190,8	5,2	41,8	35,7	11,2	9,6	58,3

PID	AREA (ha) ^{1/}	PERIM (m) ^{2/}	PARA (m/ha) ^{3/}	SHAPE ^{4/}	CORE_50 (ha) ^{5/}	CAI_50 (%) ^{6/}	CORE_100 (ha) ^{7/}	CAI_100 (%) ^{8/}	ENN (m) ^{9/}
Projeto Marola									
1	1,0	920,0	910,9	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	22,4
2	1,0	580,0	563,1	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	63,2
3	1,1	980,0	890,9	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	56,6
4	1,1	720,0	637,2	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	160,0
5	1,5	1120,0	756,8	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
6	1,7	1080,0	650,6	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	22,4
7	1,9	1100,0	594,6	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	44,7
8	2,7	1400,0	522,4	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	72,8
9	5,2	1760,0	337,8	1,9	0,5	9,8	0,0	0,0	63,2
10	7,7	2840,0	368,8	2,5	0,2	2,1	0,0	0,0	210,0
11	12,1	3920,0	323,4	2,8	1,5	12,0	0,0	0,0	22,4
12	12,3	2640,0	214,5	1,9	3,3	26,9	0,0	0,0	160,0
13	14,9	2560,0	171,7	1,6	6,6	43,9	1,2	8,2	76,2
14	25,8	4800,0	186,0	2,4	12,6	49,0	5,1	19,6	22,4
15	32,3	8300,0	257,0	3,6	5,2	16,2	0,0	0,0	56,6
16	45,7	7840,0	171,7	2,9	17,5	38,4	1,1	2,5	44,7
17	63,3	9200,0	145,4	2,9	37,1	58,7	21,1	33,3	56,6
18	186,7	28200,0	151,0	5,1	89,3	47,8	39,8	21,3	76,2
Projeto Sabinópolis									
1	2,8	1860,0	661,9	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	22,4
2	3,9	1000,0	255,8	1,3	0,9	23,8	0,0	0,0	120,4
3	368,4	72540,0	196,9	9,4	124,1	33,7	26,9	7,3	22,4

^{1/} Área dos fragmentos; ^{2/} Perímetro dos fragmentos; ^{3/} Razão perímetro/área; ^{4/} Índice de forma. Considerando-se efeito de borda até a distância de 50 m (_50) e 100 m (_100) a partir da borda: ^{5, 7/} Área central e ^{6, 8/} Percentual de área central; ^{9/} Distância euclidiana do vizinho mais próximo.

A densidade de borda (ED) e o total de borda (TE) retornam valores diferentes ao nível de classe e paisagem (Tabela 7). Nos dois casos considerou-se que em 50% dos casos as unidades presentes no projeto fariam divisa com a mesma unidade além do limite deste. Portanto, ao nível de paisagem, 50% do limite total foram considerados no cálculo da borda enquanto que ao nível de classe 50% apenas dos limites com a classe floresta foram considerados. Ao nível de classe este índice varia de 51,7 m de borda por hectare em Sabinópolis até 60,6 m/ha em Jatobá I, demonstrando que neste último projeto existe maior contato entre as unidades de mata nativa e eucaliptais por área que nos demais. Como as áreas entre os projetos não variam muito, o total de borda (TE) segue a mesma tendência.

A forma dos fragmentos foi medida de duas maneiras distintas: pela razão perímetro/área (PARA) e por um índice que retorna 1 quando a forma é a mais compacta possível e aumenta conforme a forma torna-se mais irregular (SHAPE). Observou-se que estes índices não são inteiramente compatíveis, visto que o primeiro pode retornar valores baixos para áreas de maiores extensões, mas o segundo denuncia a irregularidade desta área. Isto foi observado em todos os projetos, onde o maior fragmento apresentou valores baixos de PARA, mas valores elevados de SHAPE (Tabela 7). A mesma relação acontece quando se analisa a média para os projetos. Marola e Jatobá apresentam as maiores razões perímetro/área, mas os menores valores do índice de forma. Isto significa que estes projetos possuem fragmentos menores, mas com menores proporções de borda que os outros dois, com áreas grandes e mais irregulares. Florália e Sabinópolis também possuem maiores coeficientes de variação do índice de forma, dado que dos seus 3 fragmentos cada, aquele de maior extensão apresenta muito mais borda que os demais. Já a menor variação da razão perímetro/área ocorre no projeto Jatobá, onde 15 em 16 fragmentos possuem áreas inferiores a 41 ha e PARA superior a 230 m/m^2 , ou seja, muita borda em áreas de fragmentos pequenas.

A área central do fragmento é função de sua área e de seu fator de forma. Isso porque ela constitui a porção da área não afetada pelo efeito de borda. Estudaram-se dois casos: um com o efeito de borda estendendo-se à até 50 m e outro à até 100 m para o interior do fragmento (Tabelas 6 e 7). A área central total (TCA) e a porcentagem do projeto por ela ocupada (CPLAND) foram maiores nos projetos Florália e Marola. No Florália, isso é consequência

da existência de um fragmento de grande área (608,8 ha) e no Marola, não devido à área dos fragmentos, que apresentam a segunda menor média (AREA_MN), mas mais propriamente ao índice de forma destes, cuja média (SHAPE_MN) é inferior ao Sabinópolis, de maior área média. O projeto Jatobá I também apresenta média do índice de forma baixa, porém índice médio menor que o do projeto Marola, resultando em menores áreas centrais. Quando analisada a porção central média, o projeto Florália continua com a maior porção, desta vez seguido por Sabinópolis, em virtude do menor número de fragmentos deste em relação ao Marola. As porções de área interior de mata no projeto Jatobá I é de apenas 5,3% de sua área total quando considerando o efeito de borda até 50 m, cerca de 24,4 pontos percentuais menor que aquela do projeto Florália; e cai para 1,0% quando o efeito de borda estende-se para até 100 m, passando a conter aproximadamente 15,5 pontos percentuais menos área central que o Florália.

Tabela 7. Índices de forma e área central a nível de classe de floresta nativa e paisagem para caracterização da fragmentação florestal nos projetos de estudo

Índices	Florália	Jatobá I	Marola	Sabinópolis
Paisagem				
TE (m) ^{1/}	74040,0	79670,0	73640,0	68370,0
ED (m/ha) ^{2/}	62,1	67,5	59,2	52,9
Classe				
TE (m) ^{3/}	69890,0	71550,0	68585,0	66790,0
ED (m/ha) ^{4/}	58,6	60,6	55,1	51,7
SHAPE_MN ^{5/}	3,7	2,7	2,4	4,5
SHAPE_CV (%) ^{6/}	79,1	51,3	34,9	79,6
PARA_MN (m/ha) ^{7/}	296,6	382,5	436,3	371,5
PARA_CV (%) ^{8/}	55,1	34,5	57,8	55,6
TCA_50 (ha) ^{9/}	354,7	62,9	173,8	125,0
CPLAND_50 (%) ^{10/}	29,7	5,3	14,0	9,7
CORE_MN_50 (ha) ^{11/}	118,2	3,9	9,7	41,7
CORE_CV_50 (%) ^{12/}	140,6	257,1	221,4	139,8
CAI_MN_50 (%) ^{13/}	27,9	10,9	16,9	19,2
CAI_CV_50 (%) ^{14/}	85,0	115,4	121,4	73,8
TCA_100 (ha) ^{15/}	196,2	12,4	68,2	26,9
CPLAND_100 (%) ^{16/}	16,5	1,0	5,5	2,1
CORE_MN_100 (ha) ^{17/}	65,4	0,8	3,8	9,0
CORE_CV_100 (%) ^{18/}	141,4	349,1	263,4	141,4
CAI_MN_100 (%) ^{19/}	10,7	1,1	4,7	2,4
CAI_CV_100 (%) ^{20/}	141,4	226,1	201,2	141,4

^{1/} Total de borda da paisagem; ^{2/} Densidade de borda da paisagem; ^{3/} Total de borda da classe; ^{4/} Densidade de borda da classe; ^{5/} Média do índice de forma; ^{6/} Coeficiente de variação do índice de forma; ^{7/} Média da razão perímetro/área; ^{8/} Coeficiente de variação da razão perímetro/área. Considerando-se efeito de borda até a distância de 50 m (_50) e 100 m (_100) a partir da borda; ^{9, 15/} Área central total; ^{10, 16/} Proporção de área central; ^{11, 17/} Média da área central; ^{12, 18/} Coeficiente de variação da área central; ^{13, 19/} Média do percentual de área central; ^{14, 20/} Coeficiente de variação do percentual de área central.

Como medidas de isolamento empregaram-se os índices de distância euclidiana (ENN) e conectividade (CONNECT) (Tabela 8). Os projetos seguiram a seguinte ordem decrescente de distância média entre os fragmentos: Marola > Jatobá I > Sabinópolis > Florália. O maior coeficiente de variação foi o do projeto Jatobá I, cujas distâncias médias entre os fragmentos variaram de 20 até 211,9 m.

O índice de conectividade foi analisado atribuindo-se 3 diferentes distâncias limiares: 20, 100 e 200 m; ou seja, 1, 9 e 19 células de eucalipto entre as células da borda da mata mais próximas. Desta forma, a medida que aumenta a distância limiar, que constitui a distância máxima entre dois fragmentos para que eles sejam considerados próximos o suficiente para constituírem uma união funcional, aumenta-se a porcentagem de conectividade na paisagem.

Empregando-se a distância limiar de 20 m, apenas 2,5% dos fragmentos do projeto Jatobá I alcançaram alguma união funcional, com o restante dos projetos com nenhuma das unidades presente conectada (baseada na distância limiar). Quando se aumentou a distância para 100 m, 66,7% dos fragmentos do projeto Florália conectaram-se, proporção esta mantida ao se dobrar a distância limiar. No projeto Jatobá, a conectividade saltou de 33,3 para 66,7%, e nos projetos Jatobá I e Marola, de 9,2% para 12,5 e 13,7%, respectivamente, ao se passar da distância limiar de 100 para 200 m.

Tabela 8. Índices de isolamento a nível de classe de floresta nativa para caracterização da fragmentação florestal nos projetos de estudo

Índices	Florália	Jatobá I	Marola	Sabinópolis
Classe				
ENN_MN (m)^{1/}	47,8	68,6	73,9	55,0
ENN_CV (%)^{2/}	9,0	94,6	69,5	84,0
CONNECT_20 (%)^{3/}	0,0	2,5	0,0	0,0
CONNECT_100 (%)^{4/}	66,7	9,2	9,2	33,3
CONNECT_200 (%)^{5/}	66,7	12,5	13,7	66,7

^{1/} Média da distância euclidiana do vizinho mais próximo; ^{2/} Coeficiente de variação da distância euclidiana do vizinho mais próximo; Índices de conectividade considerando a distância limiar de ^{3/} 20 m; ^{4/} 100 m; ^{5/} 200 m.

DISCUSSÃO

Nesta análise da paisagem surgiram algumas dúvidas metodológicas, principalmente relativas à continuidade de alguns fragmentos além dos limites dos projetos estudados. Isto porque apenas uma pequena porção do fragmento pode estar contida no projeto, estando parte de sua área além dele, ocasionando equívocos de interpretação da fragmentação a nível regional. PEREIRA (1999), ao se defrontar com esse problema na análise da fragmentação do município de Viçosa-MG, convencionou por mapear todos os fragmentos que estavam no interior do município, os que estavam parcialmente dentro e também aqueles que estavam fora, porém confinantes a fragmentos de dentro. Neste estudo isto não foi realizado, devido ao fato de os fragmentos estarem bastante conectados pelas matas ciliares, estendendo-se muito além dos limites dos projetos. Desta forma, considerou-se que os projetos constituíam porções representativas da paisagem local.

Em segundo lugar, deparou-se com o problema da resolução do grid de uso. Realizaram-se testes com diferentes tamanhos de célula (2,5; 5; 10; 20 e 40 m) para comparar os índices de fragmentação e notou-se que os índices mudavam muito entre os tamanhos de célula de 5 e 10 m. Concluiu-se que tal fato ocorria em função das estradas. Tendo as estradas cerca de 6 metros de largura, observou-se que ao se processar o grid de uso de solos com tamanho de célula maior ou igual a 10 m, estas não fragmentavam mais a paisagem, por apresentarem-se como células isoladas e porosas, permitindo a união entre células de mata adjacentes. Por outro lado, com a adoção de tamanhos de célula menores ou iguais a 5 m, as estradas funcionavam como fragmentadoras, separando fragmentos de mata adjacentes.

Portanto, a terceira dúvida foi a respeito da manutenção ou não das estradas de terra na paisagem como agentes de fragmentação. PEREIRA (1999), embora reconhecesse que as estradas de terra constituam um impedimento a uma perfeita troca genética, não as considerou um impedimento insuperável, apesar delas aumentarem a deposição de particulados na parte aérea da vegetação presente na borda e facilitarem o acesso de pessoas aos fragmentos (DE OLIVEIRA, 1997). Resolveu-se por adotar o tamanho de célula de 10 m, para eliminar o caráter fragmentador das estradas e posteriormente eliminar também as suas células, pela atribuição do valor do vizinho mais

próximo, para que estas não influíssem nas métricas, sobretudo aquelas de borda. Corroborou para esta decisão o fato de as estradas não serem muito movimentadas, serem estreitas e também pela observação, na visita feita a campo, de cruzamentos das estradas por quatis (no projeto Marola) e filhotes de jaguatirica (próximo ao projeto Sabinópolis).

Por fim, também surgiu o problema da ocorrência de pequenos conjuntos de células de floresta nativa, e até mesmo uma única célula isolada. A análise poderia ter sido realizada mantendo-se todas estas células, porém se verificou que algumas vezes elas apresentavam-se em elevado número, alterando muito as métricas - sobretudo de forma -, apesar de sua relativa insignificância. Decidiu-se, então, por eliminar conjuntos de células de área inferior a 1 ha.

No geral, todos os projetos apresentam fragmentos muito alongados, seguindo o percurso dos cursos d'água. Um destes fragmentos mais alongados foi o maior da paisagem para todos os projetos, apresentando elevados índices de forma pelo seu formato irregular e alongado, mas baixa relação perímetro/área pela relativa grande extensão. Estes fragmentos encontram-se sob intenso efeito de borda, porém ainda mantêm áreas centrais significativas e maiores que aquelas dos demais fragmentos de menor área, mas de bordas mais regulares. Similarmente, DE OLIVEIRA (1997), estudando a fragmentação em área sob influência da Vera Cruz Florestal, em Eunápolis-BA, verificou que a maioria dos fragmentos exibiam forma alongada, porém com área central pequena ou inexistente, demonstrando serem bastante estreitos, e que aqueles que apresentaram índices de forma melhores (mais arredondados) e portanto possuíam melhores condições para minimizar os efeitos de borda, eram muito pequenos para apresentarem área central intacta.

Testando o fator de forma para diferentes figuras geométricas, PEREIRA (1999) constatou o maior efeito de borda no que ele chamou de retângulo "ripariano". Isto se deve à forma alongada das florestas ribeirinhas quando estas persistem na paisagem como Áreas de Preservação Permanente. A manutenção destas áreas é enormemente importante, sobretudo devido à constância na disponibilidade de recursos como água, ao recebimento de energia vinda das partes mais elevadas do relevo sob a forma de depósitos coluviais e aluviais, sendo também mais ricas, o que colabora para a presença de grande número de espécies arbóreas frutíferas nestas áreas, que por sua

vez atraem a fauna associada (HARRIS, 1984; FADINI & DE MARCO JUNIOR, 2004). Além disso, as APPs de beira de rio são muitas vezes consideradas verdadeiros corredores ecológicos. A dúvida que resta é se elas possuem área central para abrigar determinadas populações ou se constituem apenas meros corredores. Isto é o que parece estar acontecendo principalmente no projeto Jatobá I, cujos fragmentos não excedem 41 ha, sendo o maior, de 117,2 ha, floresta ciliar. Este também é o único fragmento com área central superior a 40 ha quando considerando um efeito de borda a partir de uma distância de 50 m da borda. Ao passar a distância para 100 m, somente quatro fragmentos possuem alguma área central, sendo que apenas o fragmento ripário possui porção significativa.

A maior parte dos fragmentos estudados possui área de até 10 ha: 66,7% dos fragmentos dos projetos Sabinópolis e Florália, 62,5% dos fragmentos do Jatobá e 55,5% dos fragmentos do Marola. O maior fator de forma foi o do maior fragmento do projeto Sabinópolis (9,4). No município de Viçosa, PEREIRA (1999) também encontrou que a maioria dos fragmentos possuía até 10 ha de área. O tamanho médio dos fragmentos nativos de mata foi de 13 ha e de 4 ha para capoeira e capoeirinha. O fator de forma dos fragmentos variou entre 1 e 6. Em Ponte Nova-MG, ALBANEZ (2000) encontrou área média de fragmentos de mata de 11,66 ha e BARROS FILHO (1997), no estudo de uma propriedade de 241,50 ha no município de Itabira-MG, encontrou área média de 4 ha, sendo que o fragmento de maior área possuía 13,20 ha. Já MARTINS (1999), estudando a fragmentação de áreas florestais denominadas regionalmente “ipucas”, no município de Lagoa da Confusão, em Tocantins, verificou que, dos 73 fragmentos desta formação presentes na área da propriedade estudada, 41 (56%) possuem áreas de até 5 ha e apenas 4 (5,5%) possuem área superior a 100 ha, não excedendo 250 ha.

CULLEN JUNIOR et al. (2005) determinaram a área média utilizada por espécies de onça em trabalho realizado na região do alto Rio Paraná. A área média para indivíduos machos foi de 1020,2 ha e para fêmeas de 872,7 ha, indicando serem tais espécies muito exigentes em termos de área. Comparando estas áreas com aquelas encontradas para todos os projetos estudados neste trabalho, subentende-se que não há nenhum projeto apto a sustentar populações destas espécies. A onça é apenas um exemplo, valendo a pena

considerar que a maioria dos grandes mamíferos não persistiria nessas paisagens.

Entretanto, para o projeto Florália, poderia haver uma exceção, sobretudo se considerarmos que os limites do projeto não constituem necessariamente limites das áreas de florestas nativas. Este foi o projeto que exibiu maior área de floresta nativa contínua, com estas alargando um pouco além das faixas de mata ripárias, o que resultou também em melhores índices de área central. Este projeto também exibiu melhores índices de distância euclidiana e conectividade, com os dois menores fragmentos não muito afastados do maior. Assim, Florália possui índices que podem satisfazer os requerimentos de espécies mais exigentes em área e proximidade de manchas de habitat. Por outro lado, os projetos Marola e Jatobá I possuem, cada um deles, 10 fragmentos com área inferior a 10 ha e tamanho máximo não excedendo 190 ha. Fragmentos pequenos, portanto, podem abrigar populações intimamente ligadas a sua estrutura e também servir como trampolins ecológicos (SAUNDERS et al., 1991).

Diferentes espécies da fauna apresentam diferente sensibilidade à fragmentação de florestas. Estudando vespas e abelhas solitárias na Amazônia Central, MORATO (1993) observou que o número de ninhos fundados por espécies de vespas foi maior nas áreas desmatadas e nos fragmentos de 1 ha do que na mata contínua e que espécies típicas de áreas desmatadas fundaram ninhos também nos fragmentos de mata pequenos, demonstrando que porções pequenas de mata podem ser colonizadas por espécies que ocorrem predominantemente em locais abertos e alterados. O número de ninhos fundados por espécies de abelhas foi maior na mata contínua e nas clareiras naturais. Houve, contudo, espécies de vespas que foram mais comuns na mata contínua e espécies de abelhas que foram mais comuns em áreas desmatadas. A redução do número de ninhos fundados por espécies de abelhas quando se considerou a mata contínua e depois os fragmentos de 10 ha foi de 69%. Para as vespas, esse valor foi de apenas 4,8%. Isso sugere que as espécies de abelhas adaptadas à mata contínua são mais sensíveis à fragmentação do que as espécies de vespas correspondentes. O autor discute que, se este for o caso, as comunidades de plantas floríferas dos fragmentos de mata menores podem, a longo prazo, sofrer modificações em sua

composição, uma vez que um grande número de espécies vegetais depende das abelhas para a polinização de suas flores e reprodução.

Portanto, observa-se que a fragmentação, tendo efeito maior sobre algumas espécies, pode desencadear uma reação em cadeia sobre as demais espécies associadas. LOVEJOY et al. (1986) demonstraram que o número de espécies de borboletas aumenta nos fragmentos de mata, em razão da invasão de espécies que são comuns na derrubada. Nos fragmentos de 1 e 10 ha, as espécies típicas de mata tornaram-se raras com o passar do tempo e algumas até desapareceram. O aumento da intensidade luminosa nos fragmentos é favorável não apenas à atividade dessas espécies de borboletas de áreas abertas, mas também às plantas que são suas fontes de alimento. A penetração de espécies típicas de derrubada nos fragmentos reflete as alterações microclimáticas que ocorrem no seu interior após o isolamento. As condições dos fragmentos de 10 ha e menores devem ser bastante afetadas por essas alterações, tornando-se mais próximas das existentes nas áreas desmatadas.

Alguns trabalhos têm verificado que as diferenças microclimáticas e estruturais da comunidade da floresta sob efeito de borda tendem a desaparecer após 50 m adentrando os fragmentos (MURCIA, 1995; MATLACK, 1993). Porém, não é muito claro até que distância da borda do fragmento ocorre o efeito de borda, dado que este dependerá do fator em questão: luminosidade, vento, mudanças fitossociológicas, etc. Neste trabalho, foi adotado que o efeito de borda se estendia até as distâncias de 50 ou 100 m a partir da borda dos fragmentos. Sendo o povoamento de eucalipto uma matriz também florestal, os fragmentos ficam mais protegidos dos ventos fortes e da luminosidade nas bordas, o que contribui para a diminuição da intensidade e penetração do efeito de borda. O problema maior desta matriz reside na época de exploração dos talhões, seguida por um tempo de área descoberta e pelo preparo do solo e plantio. Nestes períodos, a fauna é afugentada da área e de fragmentos próximos pela presença antrópica intensificada e pelo tráfego de máquinas florestais, e as espécies vegetais de borda de fragmentos serão prejudicadas pela deposição de particulados e outros danos advindos da matriz (DE OLIVEIRA, 1997).

Segundo DE OLIVEIRA (1997), a matriz de plantios de eucalipto oferece maior porosidade às espécies da fauna do que outro tipo de vizinhança não

florestal, sobretudo quando é mantido sub-bosque. Além da qualidade da matriz, a distância a ser percorrida e a capacidade de dispersão da espécie é que permitirão uma análise mais criteriosa da capacidade de migração dos organismos na paisagem. Por hora, pode-se afirmar somente que Jatobá I e Marola possuem as maiores distâncias médias entre fragmentos e menores conectividades pelas distâncias limiars de 100 e 200 m, o que dá a idéia de que os fragmentos encontram-se mais isolados, dificultando a migração de algumas espécies.

Sob um ponto de vista diferente, a proximidade da mata aos plantios já tem sido demonstrada ser de grande vantagem econômica, reduzindo a frequência dos surtos populacionais das pragas, pelo seu efeito como fonte de inimigos naturais (BRAGANÇA et al., 1998a; BRAGANÇA et al., 1998b).

CONCLUSÕES

- É indispensável que se estabeleçam critérios que possibilitem a comparação dos índices de fragmentação entre áreas diferentes, como o tamanho de célula, o tamanho mínimo dos fragmentos e a manutenção ou não de alguns agentes fragmentadores, como estradas;
- Os maiores fragmentos dos projetos foram os que possuíram as áreas mais irregulares, devido às APPs de margem de rio, de forma alongada;
- A análise dos índices de paisagem mostrou que projeto Florália apresenta as áreas de floresta nativa menos fragmentadas e o projeto Jatobá I as áreas mais fragmentadas, de menor extensão e menos conectadas.

BIBLIOGRAFIA

ALBANEZ, A.C.M.P. **Caracterização dos fragmentos florestais a partir de estudos de Ecologia da Paisagem para o município de Ponte Nova, Minas Gerais**. 2000. 145p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

ANGELSTAM, P. Predation on round-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edges. **Oikos**, v.47, n.3. p.365-373, 1986.

AZEVEDO, A.R.; SILVA, V.V. & FERREIRA, A.M.M. Análise dos fragmentos florestais na Bacia do Rio Turvo, Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, RJ. In: VI

Congresso de Ecologia do Brasil, 2003, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, CE: Universidade Federal do Ceará, 2003. p.79-80

BARROS FILHO, L. **Fragmentos Florestais Nativos: Estudo de Paisagem em Domínio de Floresta Atlântica, Município de Itabira, MG.** 1997. 52 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BIERREGAARD JUNIOR, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; DOS SANTOS, A.A. & HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragment and continuous forest. **Bioscience**, v.42, n. 11. p.859-866, 1992.

BRAGANÇA, M.A.L.; DESOUZA, O. & ZANUNCIO, J.C. Environmental heterogeneity as a strategy for pest management in Eucalyptus plantations. **Forest Ecology and Management**, v.102. p.9-12, 1998a.

BRAGANÇA, M. A. L.; ZANUNCIO, J. C.; PICANÇO, M. & LARANJEIRO, A. Effects of environmental heterogeneity on Lepidoptera and Hymenoptera populations in Eucalyptus plantations in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.103. p.287-292, 1998b.

CÂNDIDO JÚNIOR, J.F. **Análise do efeito da borda mata/canavial sobre a composição da avifauna em mata residual em Rio Claro-SP.** 1991. 110p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, SP.

CEPF . Critical Ecosystem Partnership Fund. **Perfil do Ecosistema – Mata Atlântica: Hotspot de Biodiversidade.** 2001.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T. & PARDINI, R. Fragmentação: Alguns Conceitos. In: **Fragmentação de Ecosistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas.** Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.23-40.

COLLI, G.R.; ACCACIO, G.M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E.V.; LAPS, R.R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M.V. & WIEDERHECKER, H.C. A Fragmentação dos Ecosistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. In: **Fragmentação de Ecosistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas.** Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 317-324.

CONSTANTINO, R.; BRITZ, R.M.; CERQUEIRA, R.; ESPINDOLA, E.L.G.; GRELL, C.E.V.; LOPES, A.T.L.; NASCIMENTO, M.T.; ROCHA, O.; RODRIGUES, A.A.F.; SCARIOT, A.; SEVILHA, A.C. & TIEPOLO, G. Causas Naturais. In: **Fragmentação de Ecosistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas.** Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.43-63.

CULLEN JUNIOR, L.; ABREU, K.C.; SANA, D. & NAVA, A.F.D. Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná River corridor, Brazil. **Natureza & Conservação**, v.3, n.1. p.43-58, 2005.

CURRAN, P.J. & ATKINSON, P.M. Issues of scale and optimal pixel size. In: STEIN, A.; VAN DER MEER, F. (eds.). **Spatial Statistics for Remote Sensing.** The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002. p.115-133.

DE OLIVEIRA, L.M. **Diagnóstico de Fragmentos Florestais Nativos, em Nível de Paisagem, em Áreas sob Influência da Vera Cruz Florestal Ltda., Eunápolis, BA.** 1997. 74p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- DEAN, W. **A ferro e fogo - a história e a devastação da Mata Atlântica**. São Paulo: Cia. Das Letras, 1997.
- DEAN, W. Deforestation in southeastern Brazil. In: TUCKER, R.P.; RICHARDS, J.F. **Global deforestation and the nineteenth-century economy**. Durham: Duke University Press, 1983. p. 50-67.
- ELIAS JÚNIOR, E. **Florística e estrutura fitossociológica da floresta atlântica do município de Eunápolis – Bahia**. 1998, 77p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- FADINI, R.F.; DE MARCO JUNIOR, P. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de mata atlântica de Minas Gerais. **Ararajuba**, v.12, n.2. p. 97-103, 2004.
- FERREIRA, M.C. & AZEVEDO, T.S.; Influência da Resolução Espacial na Estimativa da Dimensão Fractal de Fragmentos de Matas Ciliares. In: XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2003, Belo Horizonte. **Anais...** Instituto de Pesquisas Espaciais, 2003. p. 2721 - 2727.
- FRAGSTATS ARC – FRAGSTATS Manual. **Definition and Description of Patch Metrics**. 2005.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. 1998. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período de 1990-1995. Relatório Nacional – Síntese dos Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 1998. 55 p.
- GALLI, A.E.; LEK, C.F. & FORMAN, R.T.T. Avian distribution patterns within different sized forest islands in central New Jersey. **Journal of the American Ornithologists' Union**, v.93. p. 356-64, 1976
- GATES, J.E. & GYSEL, L.W. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. **Ecology**, v.59, n.5. p. 871-883, 1978.
- HAMABATA, E. Changes of herb-layer species composition with urbanization in secondary oak forests of Musashino Plain near Tokyo - studies on conservation of suburban forest stands. **Japanese Journal of Ecology**, v.30. p. 347-58, 1980.
- HARRIS, L. D. **The fragmented forest – The island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago Press, 1984. 211p.
- HILL, D.B. Forest fragmentation and its implications in central New York. **Forest Ecology and Management**, v.12. p. 113-128, 1985.
- KELLMAN, M. & TACKABERRY, R. Disturbance and tree species coexistence in tropical riparian forest fragments. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 3. p.1-9, 1992.
- KELLMAN, M. Redefining roles: plant community reorganization and species preservation in fragmented systems. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v.5. p. 111-116, 1996.
- KORMAN, V. **Proposta de integração das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 2003. 131 f. Dissertação

(Mestrado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JUNIOR, R.O; RYLANDS, A.B.; MALCON, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.; BROWN JUNIOR, K.S.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R. & HAYS, M.B. Edge and other effects on isolation on Amazon forest fragments. In: SOULE, M.E. (ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachusetts: Sinauer, 1986. p. 257-85.

MARTINS, I.C.M. **Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais – “Ipucas”- no município de Lagoa da Confusão, Tocantins**. 1999. 97p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MATLACK, G.R. Sociological edge effects: spatial distribution of human impact in suburban forest fragments. **Environmental Management**, v.17. p.829-835, 1993.

MCGARIGAL, K. & MARKS, B. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for quantifying landscape structure**. Portland: U.S. Department of Agriculture, 1995. 122p.

MERRIAM, G. Landscape dynamics in farmland. **Trends in Ecology and Evolution**, v.3. p.16-20, 1988.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C (org.). **Métodos de estudo em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR, 2003. p. 423-453.

METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v.1. <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>. 2001.

MORATO, E.F. **Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central**. 1993. 105p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v.10. p.58-62, 1995.

NAVEH, Z. & LIEBERMAN, A.S. **Landscape Ecology - Theory and application**. New York: Springer-Verlag, 1994. 360p.

O'NEILL, R.V.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. Resource utilization scales and landscape pattern. **Landscape Ecology**, v.2. p. 63-69, 1988.

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 6 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001. p.250-252.

PARDINI, R. **Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação**. 2001. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

PEREIRA, R.A. **Mapeamento e Caracterização de Fragmentos de Vegetação Arbórea e Alocação de Áreas Preferenciais para sua Interligação no Município de Viçosa, MG**. 1999. 203p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

- SALGADO-LABOURIAU, M.L. **História Ecológica da Terra**. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 1994. 320p.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J.L. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of spanish juniper *Juniperus thurifera*. **Biological Conservation**, v.70. p.129-134, 1994.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v.5, n. 1. p.18-32, 1991.
- SCARIOT, A.; FREITAS, S.R.; MARIANO NETO, E.; NASCIMENTO, M.T.; OLIVEIRA, L.C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A.C. & VILLELA, D.M. Vegetação e Flora. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília-DF> Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.103-123.
- SCHIERHOLTZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. **Ciência Hoje**, v.12, n.71. p.22-29, 1991.
- SILVA, V.V. **Médio Vale Paraíba do Sul: Fragmentação e Vulnerabilidade dos Remanescentes da Mata Atlântica**. 2002. 109p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.
- SIMAS, F.N.B. **Pedogênese e Geoambientes na Serra Verde, Parte da Mantiqueira Mineira: Atributos Físicos, Químicos, Mineralógicos e Micromorfológicos**. 2002. 78p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. Quantitative Methods in Landscape Ecology: Na Introduction. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. (eds.). **Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity**. New York: Springer-Verlag, 1991. p.173-198.
- TUTIN, C.E.G.; WHITE, L.J.T. & MACKANGA-MISSANDZOU, A. The use by rain forest mammals of natural forest fragments in an equatorial African savanna. **Conservation Biology**, v.11. p.1190-1203, 1997.
- VALERI, S.V. & SENÔ, M.A.A.F. **A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais**. Teses/Independent Papers, VIII Congresso Internacional de Direito Ambiental. 2004.
- VIANA, V.M. Biologia e manejo de fragmentos florestais naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6, 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: SBS/SBEF, 1990. p.113-118. (Trabalhos convidados, 1).
- VIANA, V.M. & PINHEIRO, L.A.F.V. **Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais**. 1998. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32/cap03.pdf>>. Acesso em: 22 Janeiro 2005.
- VIEIRA, M.V.; FARIA, D.M.; FERNANDEZ, F.A.S.; FERRARI, S.F.; FREITAS, S.R.; GASPAR, D.A.; MOURA, R.T.; OLIFIERS, N; OLIVEIRA, P.P.; PARDINI, R.; PIRES, A.S.; RAVETTA, A.; MELLO, M.A.R.; RUIZ, C.R. & SETZ, E.Z.F. Mamíferos. In: **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.125-151.