

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO CATOLÉ GRANDE, NO SUDOESTE
BAIANO**

CAMILA DE CASTRO ALMEIDA CANGUSSU

ITAPETINGA – BAHIA
ABRIL - 2019

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO CATOLÉ GRANDE, NO SUDOESTE
BAIANO**

Autora: Camila de Castro Almeida Cangussu
Orientador: Prof. Dr. Paulo Sávio Damásio da Silva
Coorientadores: Prof. Dr. Danilo Paulúcio da Silva
Prof^a. Dr^a. Carolina Gusmão Souza

Dissertação apresentada como parte das exigências para a obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, no Programa De Pós-Graduação *Stricto sensu* em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Área de concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento.

ITAPETINGA – BAHIA
ABRIL – 2019

634.95 Cangussu, Camila de Castro Almeida
C226a Análise da fragmentação florestal da bacia hidrográfica do Rio Catolé Grande, no Sudoeste baiano. / Camila de Castro Almeida Cangussu. – Itapetinga, BA: UESB, 2019.

43fl.

Dissertação apresentada como parte das exigências para a obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, no Programa De Pós-Graduação *Stricto sensu* em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Área de concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento. Sob a orientação do Prof. D. Sc. Paulo Sávio Damásio da Silva e coorientação de Prof. D. Sc. Danilo Paulúcio da Silva e Profª. D. Sc. Carolina Gusmão Souza.

1. Bacia do Rio Catolé Grande - Métricas de paisagem. 2. Fragmentação florestal. 3. Ecologia de paisagem. I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, *Campus* de Itapetinga. II. Silva, Paulo Sávio Damásio da. III. Silva, Danilo Paulúcio da. IV. Souza, Carolina Gusmão. V. Título.

CDD(21): 634.95

Catálogo na Fonte:

Adalice Gustavo da Silva – CRB 535-5ª Região
Bibliotecária – UESB – Campus de Itapetinga-BA

Índice Sistemático para desdobramentos por Assunto:

1. Bacia do Rio Catolé Grande - Métricas de paisagem
2. Fragmentação florestal
3. Ecologia de paisagem

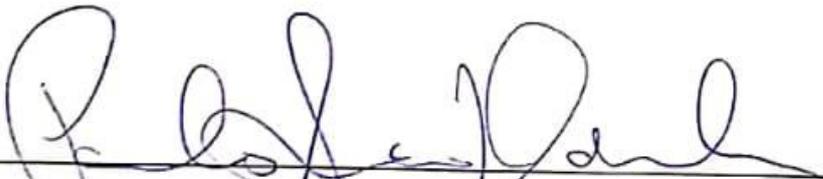
CAMILA DE CASTRO ALMEIDA CANGUSSÚ

"ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CATOLÉ GRANDE, SUDOESTE BAIANO"

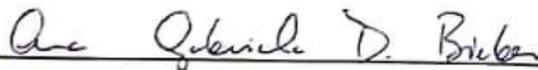
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* de Itapetinga, BA. Área de Concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Aprovada em: 17/04/2019

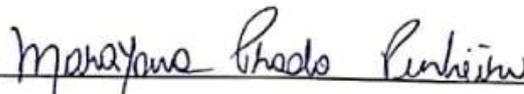
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Paulo Sávio Damásio da Silva (Orientadora/UESB)



Prof.ª. Dr.ª. Ana Gabriela Delgado Bieber (Doutorado em Ecologia Unicamp)



Prof.ª. Dr.ª. Marayana Prado Pinheiro (UESB)

*“De nada vale tanto esforço do meu canto
Pra nosso espanto tanta mata haja vão matar
Tal Mata Atlântica e a próxima Amazônica
Arvoredos seculares impossível replantar...”*

Matança – Jatobá

*Aos meus pais,
por todo amor e dedicação.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, nosso Pai Superior, por me dar coragem e alegria de viver todos os dias.

Aos meus pais, Gilmar e Luzania, pelo amor, dedicação e por estarem sempre perto me apoiando em minhas decisões e vibrando com minhas conquistas.

À Luiz, meu marido, agradeço pelo companheirismo de sempre, pelo auxílio e zelo. Sem a sua confiança e doses diárias de incentivo e alegria eu não estaria concluindo este trabalho.

Aos amigos, Glauco e Laís, pela disposição em me auxiliarem todas as vezes que pedi socorro com o ArcGIS (e em outros momentos também). “Por isso, se for preciso, contem comigo, amigos, disponha.”

Ao meu orientador Paulo Sávio, pela orientação, compreensão e amizade. Grata por confiar e abrir minha mente para novas possibilidades de trabalho. E também por abrir a porta da sua casa e me permitir o convívio com sua família querida.

Aos meus coorientadores, Danilo Paulúcio e Carolina Gusmão, pela atenção, disponibilidade e grandes contribuições neste trabalho e também para novas experiências a partir daqui.

À professora Patrícia Cara pelas contribuições e transmissão de calma durante a banca de qualificação e às professoras Gabriela Bieber e Marayana pela compreensão e por aceitarem participar da banca de defesa.

Aos meus colegas mestrando pela convivência, momentos de descontração e de aprendizado. Em especial aos amigos que conquistei nessa jornada e estiveram mais próximos em alguns momentos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela oportunidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
REFERENCIAL TEÓRICO	13
Fragmentação florestal	13
Ecologia da paisagem	14
Floresta Atlântica	15
Caatinga	16
Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande	17
METODOLOGIA	18
Área de estudo	18
Uso e ocupação do solo	20
Configuração da paisagem	20
Altitude e Declividade	22
Análise estatística	22
RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
Análise da fragmentação da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande	22
<i>Uso e ocupação do solo</i>	22
<i>Métricas da paisagem: análise do uso e ocupação da vegetação nativa</i>	24
<i>Análise das métricas da classe pastagem comparando com vegetação nativa</i>	29
<i>Altitude e declividade</i>	32
CONCLUSÃO	36
REFERÊNCIAS	36

RESUMO

A fragmentação florestal tem sido, nas últimas décadas, uma grande ameaça à biodiversidade e uma das principais causas da perda de habitat é o uso e ocupação do solo de forma inadequada, ocasionando o aumento do isolamento de remanescentes florestais, rompimento da conectividade da paisagem e, como consequência, resultando em forte ameaça ao manejo e conservação da biodiversidade. Com isso, estudos sobre uso e ocupação do solo é fundamental para controlar avanços do homem sobre remanescentes de vegetação nativa e entender a configuração da paisagem de determinado lugar. Esse monitoramento pode ser realizado a partir de imagens de satélites, utilizando o Sistema de Informações Geográficas (SIG) e o Sensoriamento Remoto. Para entender a configuração da paisagem, a ecologia de paisagem emerge como importante ferramenta. Este estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA e tem como objetivo principal avaliar o estado de fragmentação dessa bacia. O mapa de uso e ocupação do solo da bacia em estudo foi classificado com imagem RapidEye dos anos de 2012 a 2014 e resolução espacial de 5 m. O programa utilizado para manipulação dessas imagens foi o ArcGIS 10.5 e para quantificar os índices espaciais e as métricas da paisagem foi utilizado o programa FRAGSTATS 4.2, um programa de estatísticas espaciais que permite o cálculo de várias métricas. As métricas utilizadas para quantificar a paisagem foram: área da classe (CA), porcentagem de paisagem de cada classe (PLAND), número de fragmentos (NP), densidade de fragmentos (PD), índice de maior fragmento (LPI), área média dos fragmentos (AREA_MN), índice de forma médio (SHAPE_MN) e distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN). Foram gerados também mapas de altitude e de declividade a partir de imagens SRTM com resolução de 30 x 30 m. E para as análises estatísticas, foram realizadas regressões múltiplas para testar o efeito das variáveis declividade média e altitude média, para os sete municípios, sobre as métricas de paisagem estudadas. O estudo apresentou uma paisagem altamente fragmentada, dominada por uma matriz de pastagem que abrange mais de 70% dessa bacia, podendo assim dificultar o fluxo gênico de animais e vegetais, já que o nível de isolamento dos remanescentes florestais é alto. Portanto, medidas de conservação e restauração dos fragmentos de vegetação devem ser tomadas para a melhoria da qualidade ambiental da paisagem, bem como o estabelecimento de corredores ecológicos na paisagem para que haja uma maior conectividade da vegetação, favorecendo o fluxo gênico de animais e vegetais.

Palavras-chave: Fragstats, geoprocessamento, métricas de paisagem, ecologia de paisagem.

INTRODUÇÃO

Muitos trabalhos nas últimas décadas têm demonstrado que a fragmentação florestal é uma das principais ameaças à biodiversidade (Viana e Pinheiro, 1998; Tabarelli e Gascon, 2005; Batista *et al.*, 2006; Laurance e Vasconcelos, 2009; Loyola *et al.*, 2014; Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2017). Uma das principais causas da fragmentação é o uso e ocupação do solo de forma inadequada (Geist e Lambin, 2002; Haddad *et al.*, 2015), ocasionando o aumento do isolamento de remanescentes florestais (Lindenmayer e Fischer, 2013), rompimento da conectividade da paisagem (Etto *et al.*, 2013) e, como consequência, resultando em forte ameaça ao manejo e conservação da biodiversidade (Tabarelli *et al.*, 2009).

Além desses problemas associados à fragmentação, a criação de bordas artificiais (efeito de borda) é um dos principais agentes de degeneração de florestas (Tabarelli *et al.*, 2009; Etto *et al.*, 2013). As bordas formam uma transição abrupta entre a área florestal e a matriz não florestal (Laurance e Vasconcelos, 2009), provocando alterações como aumento da incidência de ventos, da luminosidade e temperatura, ocasionando maior evapotranspiração e a redução da umidade (Murcia, 1995; Tabarelli *et al.*, 2009; Etto *et al.*, 2013), o que pode causar a morte de muitas espécies (Murcia, 1995; Muller *et al.*, 2010). Contudo, por exemplo, estudos como Tabarelli *et al.* (2009) e Teixeira *et al.* (2018) apontam que a intensidade dessas alterações vai depender das (i) características dos fragmentos formados (tamanho e forma), sendo preferíveis aqueles que possuem áreas maiores e bordas menos recortadas, diminuindo a proporção de borda-área, (ii) das características de toda paisagem do local (nível de cobertura vegetal) e (iii) o tipo de matriz dominante. As matrizes, como as pastagens, por exemplo, que possuem baixa biomassa, tendem a provocar efeitos de borda mais intensos sobre os fragmentos (Tabarelli *et al.*, 2009).

Assim, estudos sobre uso e ocupação do solo, um dos principais indicadores do estado de fragmentação (Geist e Lambin, 2002) e o seu monitoramento são fundamentais para controlar avanços do homem sobre remanescentes de vegetação nativa (Reis *et al.*, 2009). Esse monitoramento pode ser realizado a partir de imagens de satélites que possibilitam a obtenção de informações da superfície da terra de forma rápida e confiável, utilizando o Sistema de Informações Geográficas (SIG) e o Sensoriamento Remoto, que são ferramentas importantes para essa análise (Mendes *et al.*, 2015), auxiliando na caracterização do meio físico, biótipo e áreas submetidas ao processo de antropização (Rodríguez *et al.*, 2000), sendo fundamentais no gerenciamento de bacias hidrográficas, permitindo avaliações constantes das características

desse espaço (Santos, 2009) e formando uma base para análises de quantificação da estrutura da paisagem (Rex *et al.*, 2018).

A ecologia de paisagem emerge como importante ferramenta direcionada a entender como a alteração da configuração da paisagem (descrevendo o uso e ocupação do solo como parte do conjunto interativo da paisagem) interfere nos processos ecológicos (Metzger, 2001) e, conseqüentemente, no manejo dos recursos naturais. Neste contexto, a paisagem é uma consequência das interações entre elementos naturais e a parte humana em determinado espaço. Neste espaço, emerge um mosaico articulado, pois é formado por agrupamentos de arranjos similares (com feições e condições dinâmicas). A complexidade na estrutura de uma paisagem pode ser analisada também através de métricas que podem ser classificadas, por exemplo, como métricas de área, de forma ou isolamento de fragmentos (Benchimol e Peres, 2015) e essas métricas tem sido utilizadas como boas indicadores do estado de alteração/conservação de uma paisagem (Niemandt e Greve, 2016). Para conhecer uma paisagem é preciso entender a importância do que a compõe, como os tipos de ecossistemas presentes.

Avaliar a estrutura da paisagem é um passo importante para se obter um diagnóstico de problemas atuais e serve para apontar mudanças necessárias e manter o equilíbrio natural (Calegari *et al.*, 2010). De acordo com Rocha e Soares (2016), este “equilíbrio” cinge uma série de variáveis importantes relacionadas aos fatores ambiental, social e econômico, principalmente quando existem problemas relacionados ao conflito pelo uso da água, sua poluição, desmatamento, manejo inadequado do solo, erosão e assoreamento dos rios.

Uma bacia hidrográfica pode ser entendida como uma área definida topograficamente, drenada por um curso de água ou um sistema conectado de cursos de água, tal que toda vazão efluente seja descarregada por uma única saída (Tucci, 2009). Nesse sentido, a degradação ambiental pode influenciar no comportamento hidrológico de mananciais (Balbinot *et al.*, 2009) e, conseqüentemente, afetar a dinâmica hídrica ao longo do tempo. As bacias hidrográficas são suscetíveis às mudanças que ocorrem na vegetação e afetam as características do solo, podendo refletir nas propriedades da água, interferindo na capacidade de infiltração e acumulação de água em aquíferos, nascentes, etc. (Santos *et al.*, 2010; Almeida *et al.*, 2012) e também na degradação das matas ciliares, causando aumento no processo erosivo (Santos *et al.*, 2010). A capacidade de infiltração depende do tipo e do uso do solo (da quantidade de umidade já existente, das características do solo e de sua cobertura). Uma floresta, por exemplo, geralmente possui maior capacidade de infiltração de água, produzindo pequena quantidade de escoamento superficial (Tucci e Clarke, 1997; Perazzoli *et al.*, 2013). Diante disso, o estudo em áreas de

bacias hidrográficas é imprescindível para obter o equilíbrio entre exploração de recursos naturais e sustentabilidade ambiental (Vasco *et al.*, 2011).

No Sudoeste da Bahia, a Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande é considerada de grande importância ambiental e socioeconômica, pois atende direta ou indiretamente cerca de 519 mil habitantes (IBGE, 2018) com abastecimento humano, irrigação de pequenas propriedades ribeirinhas, de plantações de café (Lima e Pinto, 2011) e pastagens, sendo essas bem presentes na atual paisagem da bacia (Alves, 2018). Devido ao seu histórico de uso e ocupação do solo, com o desenvolvimento de atividades agrícolas e pecuárias (Amorim, 2016), essa bacia tem sofrido constante fragmentação e degradação (Lima e Pinto, 2011). Além disso, a bacia contém importantes ecossistemas brasileiros, quanto à riqueza e endemismos de espécies, como a Floresta Atlântica e a Caatinga (Barreto *et al.*, 2009).

A Floresta Atlântica, originalmente se estendia por mais de 3.300 km da costa atlântica brasileira, chegando também ao Nordeste da Argentina e Leste do Paraguai. Possui fitofisionomia variável na sua extensão (Campanili e Schäffer, 2010). É uma das florestas mais ricas em diversidade de espécies e ameaçadas, sendo considerada um *hotspot* de biodiversidade, que corresponde a ecossistemas com alta representatividade da biodiversidade global e com alto grau de degradação, abrigando mais de 60% de todas as espécies do planeta (Myers *et al.*, 2000; Campanili, 2006; Mittermeier *et al.*, 2011). No Brasil, mesmo reduzida a quase 7% do seu território original (que correspondia a uma área de mais de 1,3 milhões km², 12% do território nacional) e muito fragmentada, a Floresta Atlântica possui grande importância ambiental (Varjabedian, 2010) abrigando os remanescentes mais significativos em relação à riqueza, endemismo, etc. (Campanili, 2006).

Já a Caatinga, restrita ao território nacional, cobre quase toda região Nordeste do Brasil, com algumas áreas no Nordeste de Minas Gerais, sendo o tipo de vegetação dominante do semiárido brasileiro com cerca de 826 mil km² (8% do território nacional) (Leal *et al.*, 2003; Loyola *et al.*, 2014). Possui fitofisionomias variáveis, desde florestas altas e secas até afloramentos rochosos (Prado, 2003). Esse ecossistema já foi descrito como pobre em espécies e endemismos, porém, existem estudos que provam o inverso, destacando sua biodiversidade e alto nível de endemismo (Castelletti *et al.*, 2003; Leal *et al.*, 2003; Melo *et al.*, 2010; Campos *et al.*, 2015). A Caatinga, de acordo com Silva *et al.* (2018), possui também diversidade socioeconômica ligada às questões antrópicas e, com a degradação que tem sofrido, tem provocado consequências ambientais e sociais negativas.

Diante do cenário de degradação da bacia do rio Catolé Grande, a partir do uso e ocupação do solo, a análise da fragmentação dessa paisagem se reveste de grande importância,

principalmente sendo a paisagem de estudo uma bacia hidrográfica que atende grande número de pessoas, como já foi citado acima. O manejo da bacia do rio Catolé Grande é imprescindível não apenas devido a sua importância econômica e paisagística, mas também por sua importância na prestação de serviços ambientais, como a produção de água.

Assim, tendo em vista (1) a importância da cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica na manutenção dos recursos hídricos (Perazzoli *et al.*, 2013), (2) devido a presença de Floresta Atlântica e Caatinga nessa paisagem, que são refúgios de espécies nativas (Melo *et al.*, 2010), e (3) devido a existência de poucos trabalhos relacionados ao estudo da fragmentação da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande, este estudo teve como objetivo geral avaliar o estado de fragmentação dessa bacia e como objetivos específicos: (1) descrever o uso e ocupação do solo na bacia em estudo, (2) quantificar o nível de fragmentação da paisagem a partir de métricas e princípios da ecologia de paisagem, mensurando parâmetros como área, número de fragmentos e forma e (3) analisar o efeito da declividade e altitude sobre as métricas de paisagem.

REFERENCIAL TEÓRICO

Fragmentação florestal

A fragmentação florestal é definida como uma área vegetada, que foi interrompida por algum elemento antrópico ou natural, sendo considerada uma das mais importantes consequências da dinâmica de uso e ocupação do solo (Viana, 1990; Tabarelli e Gascon, 2005). Laurance e Vasconcelos (2009) afirmam que a fragmentação de florestas é consequência direta do desmatamento e ocorre à medida que uma grande extensão de uma floresta é subdividida e diminui de tamanho. É considerada uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade ainda existente (Tabarelli *et al.*, 2009) e em conjunto com o inadequado uso e ocupação do solo, muitas vezes sem cuidados necessários para a mitigação dos impactos decorrentes de atividades antrópicas, geram ecossistemas fragilizados por fenômenos que ocorrem de forma sinérgica à fragmentação, como o efeito de borda (Etto *et al.*, 2013).

O efeito da fragmentação irá depender do tipo e qualidade do habitat e do uso da matriz do entorno desses fragmentos (Bennett e Saunders, 2010). As matrizes são definidas como sendo habitats transformados pelo homem no entorno de habitats naturais, como pastagens, culturas ou florestas em regeneração e suas características determinam a intensidade dos efeitos da fragmentação (Laurance e Vasconcelos, 2009).

No Brasil, a fragmentação teve grande crescimento na década de 1970, a partir do aumento populacional e, conseqüentemente, com o aumento da implantação de diferentes tipos de culturas (Primack e Rodrigues, 2006). De acordo com Tabarelli *et al.* (2009), nas próximas décadas, mesmo os trechos mais preservados de florestas tropicais poderão se tornar ‘arquipélagos’ de fragmentos florestais, devido ao rápido crescimento e à dispersão geográfica de populações humanas, associados diretamente à expansão da fronteira agrícola, fazendo com que as áreas de florestas remanescentes fiquem imersas em paisagens dominadas por pastagens, plantações e áreas urbanas.

A paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande é formada, em grande parte, por fragmentos de pastagens, agricultura e possui remanescentes de floresta nativa que transiciona-se, de montante à jusante, entre Caatinga e Floresta Atlântica (Barreto *et al.*, 2009; Jesus, 2010; Lima e Pinto, 2011; Pinto, 2013). Oliveira Neto (2017) afirma, no seu estudo sobre uso do solo nesta bacia, que a vegetação passa por intenso processo de desmatamento há muitos anos, originado pelo avanço da economia da região, e confirma a presença de fragmentos florestais na bacia, principalmente no entorno do rio principal (Catolé Grande). Os remanescentes florestais na Bacia do Rio Catolé Grande, são fragmentos dispersos e isso dificulta a recuperação dessas áreas, pois os fragmentos se tornam mais vulneráveis aos agentes externos de degradação (Cruz, 2007), como aumento da incidência de ventos, da luminosidade e temperatura (Murcia, 1995).

Ecologia da paisagem

A ecologia da paisagem é uma área do conhecimento que trata de metodologias para análise integrada do ambiente, onde paisagens e processos ecológicos interagem, sendo de grande importância para o funcionamento do meio (Metzger, 2001).

Entender como a alteração da configuração da paisagem interfere nos processos ecológicos, bem como o uso e ocupação do espaço geográfico pelo ser humano, é papel fundamental da ecologia da paisagem (Metzger, 2001). Uma paisagem é caracterizada por sua composição e configuração e estes dois aspectos podem afetar os processos ecológicos e organismos (Pereira *et al.*, 2001).

Para Metzger (2001), a ecologia da paisagem surge com duas abordagens: na primeira, definida como “abordagem geográfica”, procura-se entender as modificações estruturais, utilizando como fundamentos a geografia humana, a fitossociologia, a biogeografia e áreas do planejamento regional. Já com a “abordagem ecológica”, a ecologia da paisagem se propõe a

responder aos principais problemas ambientais, relacionados à fragmentação florestal e ao uso inadequado dos solos e da água (Metzger, 2001).

Carl Troll propôs, em 1939, o primeiro conceito de paisagem, onde destacou a importância da interação do espaço com o ser humano, e com esse pensamento, esta área do conhecimento se desenvolveu inicialmente como campo da Geografia e não da Ecologia (Metzger, 2001). Assim, após pesquisas sobre interações da paisagem com outras espécies biológicas, alguns estudiosos perceberam que a paisagem é muito mais complexa (Metzger, 2001). Para Turner e Gardner (2015), a ecologia da paisagem é uma disciplina que foca na importância do espaço para a dinâmica dos processos ecológicos e dos ecossistemas.

A ecologia da paisagem é considerada também o estudo da influência do padrão espacial sobre processos ecológicos. Assim, têm sido desenvolvidas métricas para descrever esses padrões espaciais, utilizando informações sobre uso e ocupação do solo, através de imagens de sensoriamento remoto (Pereira *et al.*, 2001). A partir daí, as interpretações das métricas da paisagem auxiliam na tomada de decisão para a adoção de medidas conservacionistas e na identificação de áreas prioritárias para a preservação (Calegari *et al.*, 2010; Pirovani *et al.*, 2014).

Floresta Atlântica

A Floresta Atlântica, considerada Patrimônio Nacional pela Constituição Federal (art.225), possui fitofisionomia variável na sua extensão, apresentando condições climáticas, topografia e geomorfologia bem diversificadas (Oliveira-Filho *et al.*, 2006). As fitofisionomias variam de florestas ombrófila densa, ombrófila mista, estacional semidecidual, estacional decidual e ombrófila aberta, além de campos naturais, restingas, manguezais e outros tipos de vegetação, que formam paisagens diferentes e biodiversas (Campanili e Schäffer, 2010). Originalmente se estendia por mais de 3.300 km da costa atlântica brasileira, além do nordeste da Argentina e leste do Paraguai. No Brasil, estava presente em uma área de mais 1,3 milhões km² (12% do território brasileiro) (Melo *et al.*, 2010).

Após o início do uso e ocupação do solo nas áreas de Floresta Atlântica, iniciado há muitos anos, a cobertura vegetal dessa floresta foi reduzida a apenas quase 7% da composição original (Varjabedian, 2010), sendo que a maioria dos remanescentes estão em áreas privadas (SOS Mata Atlântica, 2014). Esses remanescentes são formados por fragmentos dispersos e que estão cada vez mais isolados (Dixo e Metzger, 2009). Nesse sentido, uma das estratégias de conservação é a implantação de corredores ecológicos para restabelecer a conectividade na

paisagem fragmentada (Teixeira *et al.*, 2018). Mais de 80% desses fragmentos são pequenas áreas, com menos de 50 ha, e os fragmentos maiores ficam localizados em áreas íngremes, de difícil acesso para ocupação humana (Ribeiro *et al.*, 2009).

Caracterizada pela alta diversidade de espécies e altos níveis de endemismo, a Floresta Atlântica sofre intensamente com a exploração e degradação há mais de 500 anos (Morellato e Haddad, 2000; Silva *et al.*, 2014). É considerada um *hotspot* de biodiversidade do mundo, ou seja, com alta representatividade da diversidade biológica global e com alto grau de degradação, abrigando juntos mais de 60% de todas as espécies do planeta (Myers *et al.*, 2000; Lagos e Muller, 2007). Isso mostra a importância da preservação dessa área e da diminuição do grau de fragmentação.

Na Floresta Atlântica brasileira vivem mais da metade dos animais ameaçados de extinção e mais de 70% da população deste país (SOS Mata Atlântica, 2017), tornando ainda mais importante o conhecimento deste bioma. Nos últimos 10 anos houve grande avanço no monitoramento da Floresta Atlântica nativa no Brasil, e com o estudo de Ribeiro *et al.* (2009), por exemplo, permitiu-se descobrir que fatores de uso e ocupação do solo, durante o tempo, acarretaram no seu desmatamento desuniforme, mostrando grandes diferenças entre suas biorregiões.

Caatinga

A Caatinga, único ecossistema restrito ao território brasileiro, representa também o tipo de vegetação dominante do semiárido, cobrindo quase toda região nordestina, ocupando cerca de 826 mil km² (8% do território brasileiro) (Melo *et al.*, 2010; Loyola *et al.*, 2014). É encontrada originalmente em oito estados nordestinos e em parte do nordeste de Minas Gerais (Vale do Jequitinhonha), sendo limitada a leste pela Floresta Atlântica, oeste pela Floresta Amazônica e ao sul pelo Cerrado (Leal *et al.*, 2005). Uma das principais características da Caatinga é o grande período de seca que enfrenta, com um sistema de chuva extremamente irregular de ano para ano (Santos e Tabarelli, 2003).

Esse ecossistema possui fitofisionomias variáveis, que dependem do regime de chuva e do tipo de solo (Prado, 2003), variando de florestas altas e secas (até 15-20 m de altura), como a “caatinga arbórea” que é encontrada em parte dos estados da Bahia e de Minas Gerais até o Rio Grande do Norte, em solos mais produtivos e localidades mais úmidas, até afloramentos de rochas com arbustos baixos e presença de cactos e bromélias (Prado, 2003). Compõe mosaicos florestais com florestas secas e vegetação arbustiva (savana-estépica) (Tabarelli e Silva, 2003).

As florestas secas, segundo Melo *et al.* (2010), incluem fitofisionomias arbustivo-arbóreas e enclaves de Floresta Atlântica (Brejos Nordestinos) e de Cerrado, formando um corredor de florestas secas e savanas.

A Caatinga é um dos ecossistemas mais ameaçados e alterados pelo homem (Castelletti *et al.*, 2003; Campos *et al.*, 2015). Já foi descrita como pobre em espécies e endemismos, porém, alguns estudos tem provado que a biodiversidade e o nível de endemismo na Caatinga são superiores aos esperados para uma biota semiárida, demonstrando sua importância para a conservação da biodiversidade brasileira (Castelletti *et al.*, 2003; Leal *et al.*, 2003; Melo *et al.*, 2010; Campos *et al.*, 2015).

De acordo com Silva *et al.* (2018), a Caatinga possui também diversidade socioeconômica ligada às questões antrópicas, mas, devido a degradação deste ecossistema, as consequências ambientais e sociais têm sido negativas. Seus remanescentes têm sofrido forte pressão com a exploração de lenha, pecuária, mineração e caça (Fernandes *et al.*, 2013; Marinho *et al.*, 2016). Segundo Fonseca (2017), na última década houve grande avanço no conhecimento da biota da Caatinga, porém, ainda existem lacunas no que se refere aos efeitos da fragmentação na sua biodiversidade.

Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande

A Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande é uma importante sub-bacia do Rio Pardo e abrange parte dos municípios de Vitória da Conquista, Barra do Choça, Planalto, Nova Canaã, Caatiba, Itambé e Itapetinga. Esta bacia, direta ou indiretamente, atende cerca de 519 mil habitantes, número que corresponde à soma das populações desses sete municípios, conforme estimativa do IBGE (2018). O seu recurso hídrico é responsável pelo abastecimento humano, irrigação de plantações de café, de pequenas propriedades ribeirinhas (Lima e Pinto, 2011) e de pastagens (Alves, 2018). Porém, como um manancial essencial para o abastecimento humano e irrigação, Gomes e Silva (2016) afirmam que o rio Catolé Grande está com a qualidade e quantidade das suas águas comprometidas, e se o uso desse bem comum não for reformulado, em um futuro próximo esse manancial poderá não suprir as demandas que vem atendendo hoje.

A degradação ambiental, como a deposição de sedimentos nos rios, despejo de efluentes sem tratamento e a crescente ocupação e uso do solo por lavouras e pastagens substituindo a vegetação nativa, podem influenciar no comportamento hidrológico, potencializando o desequilíbrio em uma bacia hidrográfica (Balbinot *et al.*, 2009; Calheiros, 2009), além de ser também uma ameaça à diversidade de espécies e ecossistemas presentes na bacia. Ou seja, as

bacias hidrográficas são suscetíveis às mudanças que ocorrem na vegetação e afetam as características do solo, podendo refletir nas propriedades da água e na degradação das matas ciliares, podendo causar também aumento no processo erosivo (SANTOS et al., 2010).

A bacia do rio Catolé Grande transiciona-se de montante à jusante, entre Caatinga e Floresta Atlântica (Barreto et al., 2009). A Floresta Atlântica ainda sofre desmatamentos em toda sua extensão (Campanili, 2006) e na região desta bacia não é diferente. Há também grande variação de altitude (mínima de 216 m e máxima de 1125 m) e essas grandes variações de altitude em uma bacia causam diferenças significativas na temperatura média do local, causando assim variações na evapotranspiração e precipitação anual (Santos et al., 2012). Quanto à declividade, a bacia apresenta uma média de 16%, que segundo classificação da EMBRAPA (2009), caracteriza-se como relevo ondulado.

Segundo Rocha (2011), “o homem tem participado como agente acelerador dos processos de desequilíbrios da paisagem, especialmente pelas atividades produtivas diretamente desenvolvidas nas bacias hidrográficas”. Ele ainda afirma que a escassez dos recursos hídricos gera problemas de ordem econômica, política e social e com isso tem-se a necessidade de um plano de desenvolvimento sustentável de gestão ambiental. Nesse sentido, o estudo em bacias hidrográficas envolve uma série de variáveis importantes relacionadas ao fator ambiental, social e econômico, principalmente quando há um desequilíbrio no meio físico-social, como os problemas relacionados ao conflito pelo uso da água, poluição, desmatamento, manejo inadequado do solo, erosão e assoreamento dos rios (Rocha e Soares, 2016).

Devido ao aumento populacional nas últimas décadas, o uso e ocupação do solo pelo homem tem produzido impactos nos processos hidrológicos, como a alteração dos valores da vazão máxima, média e mínima, além de alterações também na qualidade da água de uma bacia hidrográfica (Tucci, 2002). Com isso, estudos a respeito de bacias hidrográficas tem se tornado cada vez mais necessários, para o melhor gerenciamento dos recursos hídricos e do meio ambiente em geral.

METODOLOGIA

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande está localizada no sudoeste da Bahia, abrangendo parte dos municípios de Vitória da Conquista, Barra do Choça, Planalto, Nova Canaã, Itambé, Caatiba e Itapetinga, possui área de 3.125,868 km² e perímetro de 345,04 km.

Considerando o sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), está contida na zona 24, entre os paralelos N: 8379657 – 8300847 m e meridianos E: 299707 – 379477 m. O Rio Catolé Grande nasce no município de Vitória da Conquista e drena a ^{Bahia} do Rio Pardo no sentido NO-SE (Fraga *et al.*, 2014), com sua foz no município de Itapetinga (Figura 1).

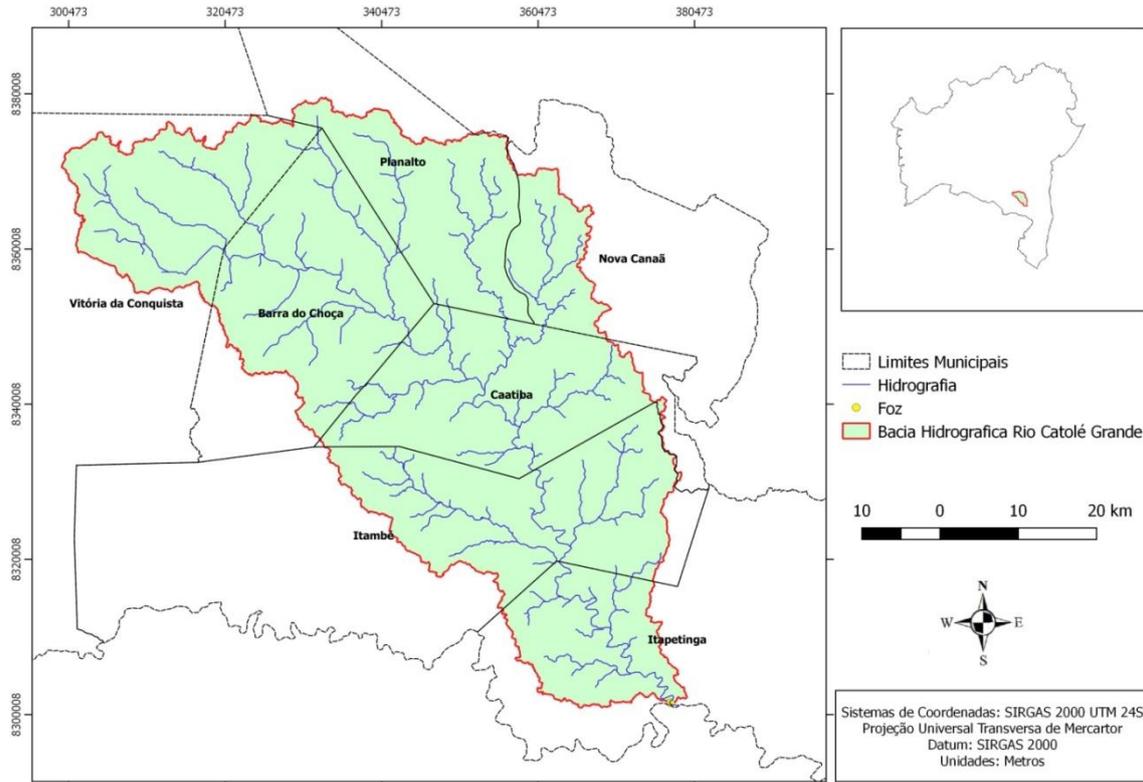


Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA.

Segundo a classificação de Köppen, na região ocorrem os climas seco (BSw), tropical subúmido (Aw¹) e tropical de altitude (Cwb), com precipitação média anual de 800 mm.

Conforme Barreto *et al.* (2009), os ecossistemas na bacia do rio Catolé Grande transiciona-se, de montante à jusante, entre Caatinga e Floresta Atlântica. Lima e Pinto (2011) destacam os trechos dessa bacia de acordo com as fitofisionomias presentes em cada um deles, sendo o trecho superior do rio Catolé Grande, que está inserido no domínio do Planalto dos Geraizinhos, com Latossolos Vermelho Amarelos, originalmente revestidos de Floresta Estacional Decidual e Semidecidual e, segundo afirma Jesus (2010), nesse trecho observa-se ainda fragmentos de Caatinga. O trecho intermediário corresponde ao Piemont Oriental do Planalto de Vitória da Conquista, uma unidade geomorfológica que interliga o Planalto de Vitória da Conquista à Depressão de Itabuna-Itapetinga, caracterizando-se com solos predominantemente do tipo Argissolos Vermelho Amarelos recobertos originalmente por Floresta Estacional Semidecidual e pequenas manchas de Floresta Ombrófila Densa (Lima e

Pinto, 2011). Já o baixo curso desse rio corresponde ao domínio da Depressão de Itabuna-Itapetinga, com solos predominantemente do tipo Argissolos Vermelho Amarelos e com pequenas manchas de Floresta Estacional Decidual, que revestia originalmente esta região (Lima e Pinto, 2011).

Uso e ocupação do solo

O mapa de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande foi adaptado da classificação apresentada por Alves (2018), com imagem RapidEye dos anos de 2012 a 2014 e resolução espacial de 5 m. O programa utilizado para manipulação dessas imagens foi o ArcGIS 10.5. Neste trabalho, foram apresentadas sete classes de uso e ocupação do solo, sendo elas: (i) Agricultura: cafeicultura e culturas anuais diversas, (ii) Corpos D'água: represas, lagos e rios, (iii) Mineração, (iv) Pastagem: pastos sujos e limpos, (v) Silvicultura: plantação de eucaliptos, (vi) Vegetação Nativa: Floresta Atlântica e Caatinga e (vii) Área de Influência Urbana.

Configuração da paisagem

Para quantificar os índices espaciais e as métricas da paisagem foi utilizado o programa FRAGSTATS 4.2 (Mcgarigal, 2013), um programa de estatísticas espaciais projetado para quantificar as extensões e as distribuições espaciais dos fragmentos representados em imagens digitais, permitindo o cálculo de várias métricas (Volotão, 1998). Para o cálculo das métricas da paisagem foram selecionados índices ao nível de classe que possibilitaram quantificar os elementos da paisagem, estimando-se a área, os fragmentos, forma, proximidade e isolamento de cada classe. As métricas utilizadas para quantificar a paisagem foram: área da classe (CA), porcentagem de paisagem de cada classe (PLAND), número de fragmentos (NP), densidade de fragmentos (PD), índice de maior fragmento (LPI), área média dos fragmentos (AREA_MN), índice de forma médio (SHAPE_MN) e distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN) (Tabela 1).

Tabela 1: Métricas utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande, BA

Métricas	Fórmulas	Sigla e Intervalo (Unidade)	Significado
Área da Classe (CA)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	CA>0 (ha)	É uma medida da composição da paisagem. Maiores valores de CA indicam domínio da matriz
Porcentagem de paisagem de cada classe (PLAND)	$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	PLAND>0 (%)	Quantifica a abundância proporcional de cada tipo de fragmento na paisagem. A interpretação de PLAND é a mesma descrita para CA, porém, expressa em porcentagem
Número de fragmentos (NP)	NP = ni	NP ≥ 1 (adimensional)	Uma medida simples do grau de fragmentação. Maior valor quantifica maior fragmentação da paisagem e menor valor indica união ou extinção de fragmentos de mesma classe
Densidade de fragmentos (PD)	$PD = \frac{ni}{A} (10,000)(100)$	PD>0 (número por 100 ha)	É o n° de fragmentos da classe em 100 ha da paisagem. A interpretação de PD é a mesma descrita para NP
Índice de maior fragmento (LPI)	$LPI = \frac{\max_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$	0<LPI<100 (%)	Porcentagem da área do maior fragmento. Maior valor favorece dispersores, polinizadores, abastecendo fragmentos menores
Área média dos fragmentos (AREA_MN)	$AREA_MN = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{ni} \left(\frac{1}{10000} \right)$	AREA_MN>0 (ha)	Indicativo do grau de fragmentação por função do n° de fragmentos e da área total ocupada por determinada classe
Índice de forma médio (SHAPE_MN)	$SHAPE_MN = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi} \cdot a_{ij}} \right)}{ni}$	SHAPE_MN ≥ 1 (adimensional)	Valor menor indica fragmento de forma simples, o que é benéfico para a conservação
Distância média vizinho mais próximo (ENN_MN)	$ENN_MN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{ni}$	ENN_MN ≥ 0 (m)	Indica proximidade e isolamento. Valor menor favorece para a aglutinação dos fragmentos, indicando fragmentos menos isolados

A: área total da paisagem (m²); **a_{ij}**: área (ha) do fragmento “ij”, onde “i” refere-se ao tipo de fragmento (classe) e “j” ao número de fragmentos na paisagem; **h_{ij}**: distância (m) do fragmento “ij” ao fragmento mais próximo de mesmo tipo de habitat (classe), baseado na distância de borda a borda e computado de centro de célula (pixel) a centro de célula (pixel); **n_{ij}**: número de fragmentos de um determinado tipo de habitat (classe) “i” na paisagem; **p_{ij}**: perímetro do fragmento “ij”

medido em número, de superfícies de célula (pixel); **j=1**: número de fragmentos; **ni**= Número de fragmentos na paisagem do tipo (classe) “i”. Fonte: Adaptado de Pereira *et al.*(2001) e Souza *et al.*(2014).

Altitude e Declividade

Os mapas de altitude e de declividade foram gerados a partir de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) com resolução de 30 x 30 m. Foram realizadas modificações no Modelo Digital de Elevação (MDE) para melhoria da resolução espacial e após a geração do novo MDE, foi realizado o fatiamento das grades para gerar o mapa temático de altitude. As classes foram fatiadas intercalas de 100 em 100 m, sendo classificadas como <300 m a >1000 m.

A partir desse mesmo MDE, para obter o mapa de declividade, as classes foram divididas em seis intervalos distintos de acordo com a classificação da Embrapa (2009): plano (0 - 3 %), suave ondulado (3 – 8%), ondulado (8 – 20%), forte ondulado (20 – 45%), montanhoso (45 – 75%) e escarpado (>75%).

As altitudes e declividades máximas, médias e mínimas foram obtidas automaticamente pelo ArcGIS 10.5, através do MDE.

Análise estatística

Foram realizadas regressões múltiplas para testar o efeito das variáveis declividade média e altitude média, para os sete municípios, sobre as métricas de paisagem estudadas (CA, PLAND, NP, PD, LPI, AREA_MN, SHAPE_MN e ENN_MN). Entretanto, o efeito destas duas variáveis sobre o número de fragmentos foi avaliado usando um modelo linear generalizado de Poisson (GLZ), uma análise alternativa mais adequada quando a variável é contada (Logan, 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise da fragmentação da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande

Uso e ocupação do solo

No mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande estão identificadas sete classes de uso e ocupação do solo (Figura 2). Observou-se também um predomínio de áreas de pastagem e vegetação nativa que, embora ocorra nos sete municípios da bacia, encontra-se extremamente fragmentada (veja o mapa de uso e ocupação do solo, Figura 2). Segundo Lima e Pinto (2011), o predomínio da pastagem começa a partir de meados do século XX, quando houve a expansão da pecuária na região Sudoeste da Bahia e, assim, muitos trechos dessa região foram desmatados e transformados em pastagens, incluindo áreas de relevo montanhoso e topos das elevações. Atualmente, a pecuária é uma das principais atividades socioeconômicas no Sudoeste da Bahia, o que explica a quantidade de áreas de pastagem. Segundo dados do Censo Agropecuário do IBGE (2017), existem mais de 400 mil hectares de pastagens nas sete cidades da bacia do Rio Catolé Grande juntas, sendo que o número médio de cabeça de bovinos por área de pastagens nelas é de 7,33.

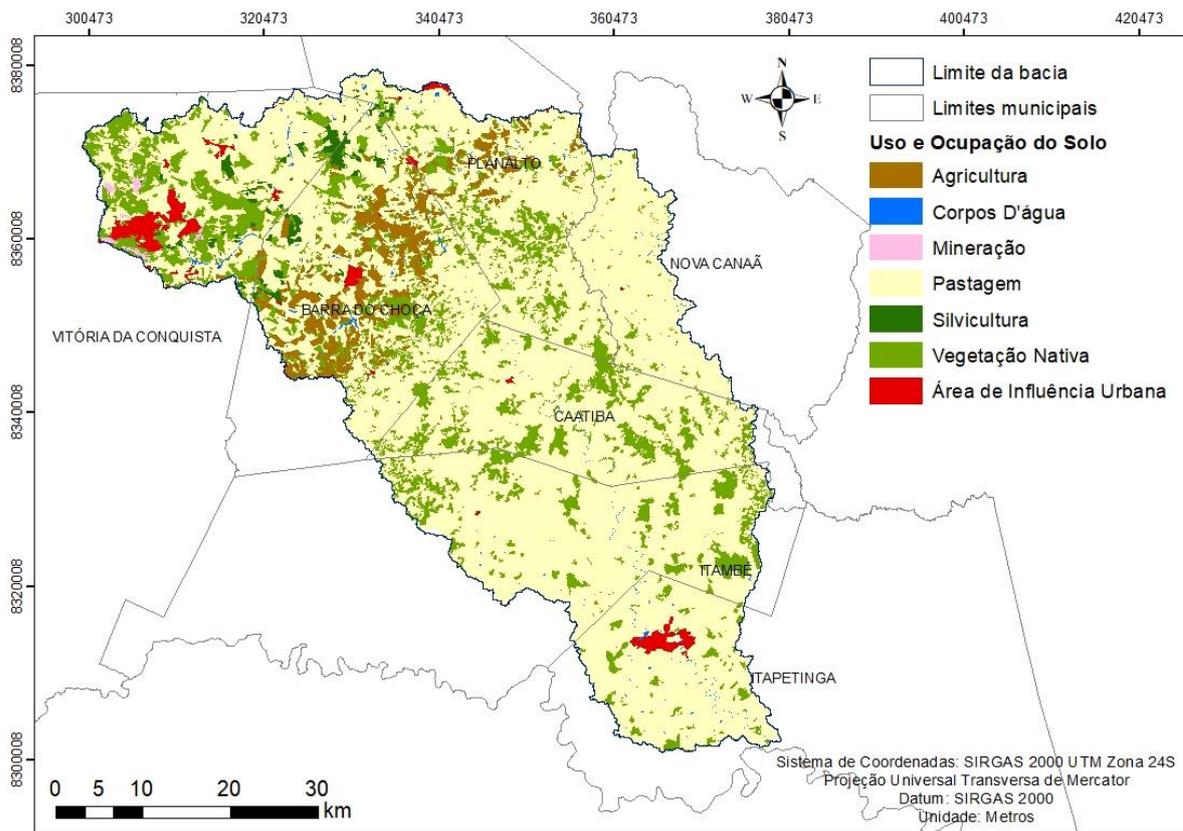


Figura 2. Uso e ocupação do solo na área da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA. Fonte: Adaptado de Alves (2018).

Em uma proporção menor, comparado com a pecuária, outras atividades socioeconômicas, como a agricultura e silvicultura, presentes na área do alto Catolé (Vitória da

Conquista, Barra do Choça, Planalto e uma porcentagem muito pequena de agricultura em Nova Canaã de 0,12%; Figura 2), também colaboraram para a fragmentação da classe de vegetação nativa (Figura 2). A implantação do polo cafeeiro em Barra do Choça, por exemplo, que começou a partir da década de 1970, é um ramo que ainda responde por parte das atividades econômicas desse município (Lima e Pinto, 2011; Rocha e Soares, 2016). Ainda segundo esses autores, à medida que a cultura cafeeira se expandiu, houve grande redução de vegetação nativa e de áreas de pastagens nesse município, porém, a partir de 2005, houve redução nessas áreas, devido à queda do preço do produto. Rocha e Soares (2016) afirmam o predomínio de cafeicultura como principal atividade de uso e ocupação do solo no entorno das Barragens de Água Fria I e II, localizadas no município de Barra do Choça, dentro da bacia do rio Catolé Grande. Já a silvicultura, encontrada em apenas três municípios da bacia em estudo (Vitória da Conquista, Barra do Choça e Planalto), também pode ser considerada uma das grandes ameaças para a fragmentação da vegetação nativa. Nesses municípios é encontrado o cultivo de eucalipto, que em 2010 trouxe para a Bahia o reconhecimento como o terceiro maior produtor nacional da espécie e Vitória da Conquista encontra-se fortemente atingida pela expansão dessa monocultura (Andrade, 2016).

Métricas da paisagem: análise do uso e ocupação da vegetação nativa

Na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande, que ocupa uma área de 3.125,868 km², a classe de pastagem, como citado acima, das sete classes estudadas, foi de fato a que apresentou maior área da classe (CA; 235.088,9 ha) e, conseqüentemente, maior porcentagem de classe (PLAND; 75,2%; i.e., 235.088,9 ha da área total da bacia; Tabela 2). Desta forma, a classe de pastagem foi considerada como a matriz da paisagem. Saito *et al.* (2016) apresentaram resultado similar analisando a fragmentação florestal na RPPN de Cafundó, onde a classe pastagem também foi identificada como matriz da paisagem. Isso geralmente ocorre com o avanço da economia da região, como a região da bacia em estudo, que possui a economia principalmente voltada à criação de gado. Em ordem decrescente, a classe pastagem foi seguida pelas classes de vegetação nativa (com PLAND de 16,5%; equivalente a 51.605,72 ha), agricultura (4,91%; 15.341,55 ha), área de influência urbana (1,65%; 5.157,8 ha), silvicultura (1,09%; 3.414,95 ha), corpos d'água (0,38%; 1.203,27 ha) e mineração (0,25%; 774,61 ha). De acordo com Mendenhall *et al.* (2014), para avaliar a fragmentação é importante conhecer as medidas de área total de cada classe, e a quantidade de fragmentos que a compõem, pois representam a quantidade de habitat disponível para a fauna. Neste contexto, a área total da classe de vegetação

nativa (51.605,72 ha) não apenas foi inferior à de pastagem (235.088,9 ha), mas apresentou um número superior de fragmentos (Tabela 2), o que claramente indica um elevado nível de fragmentação da paisagem.

Tabela 2. Valores das métricas de paisagem para cada classe de uso e ocupação do solo identificada na Bacia do Rio Catolé Grande

CLASSES	CA (ha)	PLAND (%)	NP	PD (n°/100ha)	LPI (%)	AREA_MN (ha)	SHAPE_MN	ENN_MN (m)
Pastagem	235.088,9	75,21	209	0,0669	73,50	1.124,83	1,81	130,40
Vegetação Nativa	51.605,72	16,51	1.074	0,3436	1,05	48,05	1,91	273,64
Área de Influência Urbana	5.157,8	1,65	47	0,015	0,69	109,74	1,84	2.464,64
Corpos D'água	1.203,27	0,38	284	0,0909	0,04	4,24	2,79	665,92
Silvicultura	3.414,95	1,1	84	0,0269	0,27	40,65	1,62	764,35
Agricultura	15.341,55	4,91	203	0,0649	0,97	75,57	1,86	374,30
Mineração	774,61	0,25	24	0,0077	0,05	32,28	1,92	1.904,73

CA: Área da classe; **PLAND:** Porcentagem da paisagem de cada classe; **NP:** Número de fragmentos; **PD:** Densidade de fragmentos; **LPI:** Índice de maior fragmento; **AREA_MN:** Área média dos fragmentos; **SHAPE_MN:** Índice de forma médio; **ENN_MN:** Distância média do vizinho mais próximo.

Considerando os sete municípios que compõem a bacia, a área da classe (CA) de pastagem média foi significativamente maior do que as áreas das outras classes (CA; $F = 45,37$; g.l. = 6 e $p < 0,001$; Figura 3A), comprovando a importância de atividades que envolvem uso de pastagens para a região. Nesse sentido, por exemplo, em média, a CA de pastagem (média \pm erro padrão; $33.582,7 \pm 3.243,4$) foi 4,55 vezes maior do que a área de vegetação nativa ($7.272,2 \pm 1.607,7$; Pós-teste de Fisher, $p < 0,05$; Figura 3A). Consequentemente, a PLAND média dos sete municípios apresentou similar resultado ($F = 85,23$; g.l. = 6 e $P < 0,001$; Figura 3B). Assim, comparando a classe de pastagem com a de vegetação nativa, por exemplo, a PLAND média (média \pm erro padrão) da classe de pastagem ($77,4\% \pm 5,25$) foi cerca de 5 vezes maior do que a da classe de vegetação nativa ($15,36 \pm 3,13$; Pós-teste Fisher, $P < 0,05$; Figura 3B).

Com relação ao número de fragmentos (NP), a classe com maior número foi a vegetação nativa (1.074 fragmentos), seguida por corpos d'água (284), pastagem (209), agricultura (203), silvicultura (84), área de influência urbana (47) e mineração (24). Em média (\pm erro padrão), o

número de fragmentos de vegetação nativa ($167,15 \pm 34$) foi 4,33 vezes maior que o número de fragmentos de pastagem ($38,6 \pm 10$; $F = 8,99$; g.l. = 6 e $p < 0,001$; Pós-teste de Fisher, $p < 0,001$; Figura 3C). A vegetação nativa foi também 3 vezes maior que a de agricultura ($54,8 \pm 28,6$; $P < 0,001$) e 5,43 vezes maior que a de silvicultura ($30,7 \pm 11,3$; $P < 0,05$). Cabacinha *et al.* (2010) também afirmaram que quando NP possui valor alto indica maior fragmentação da classe, como é o caso da vegetação nativa na bacia do rio Catolé Grande. Ou seja, quanto maior o número de fragmentos de uma classe, mais fragmentada ela é.

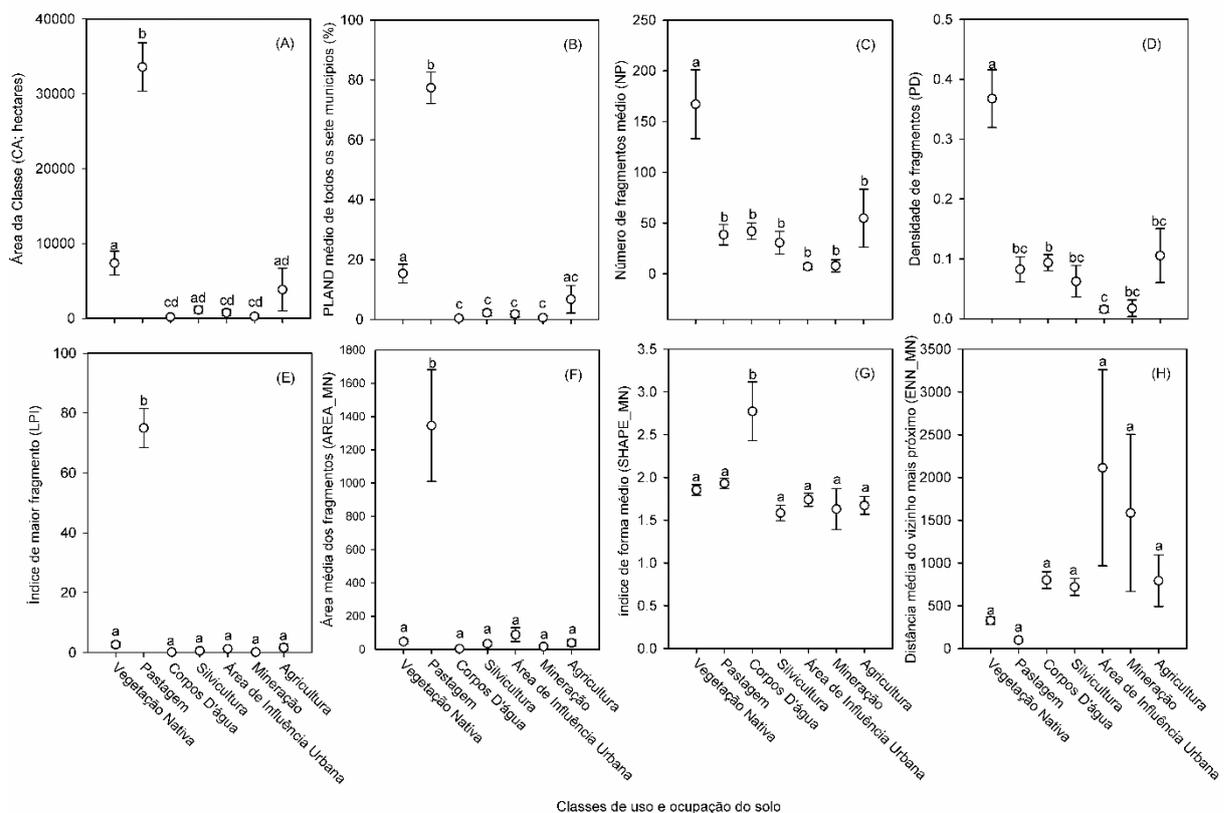


Figura 3. Médias das métricas de paisagem de acordo com as sete classes de uso e ocupação do solo identificadas na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande - BA.

A pastagem apresentou ambos os valores de área da classe (CA) e porcentagem de paisagem (PLAND) 4,55 vezes maior que a vegetação nativa, porém, a vegetação nativa apresentou 5,14 vezes mais fragmentos (1.074 contra 209) do que a classe pastagem. Se o valor de NP é alto e os valores de CA e PLAND são baixos para uma classe, significa que há um alto índice de fragmentação dessa classe, porém, se NP for baixo e CA e PLAND apresentarem valores maiores, indica que houve união desses fragmentos, como é o caso da pastagem na bacia do rio Catolé Grande.

Com base nas outras métricas, as análises comprovam que a vegetação nativa de fato foi a classe mais fragmentada. O valor de densidade de fragmentos (PD) da vegetação nativa também foi o maior apresentado (0,34 fragmentos/100 ha) seguida por corpos d'água (0,09), pastagem (0,07), agricultura (0,06), silvicultura (0,03), área de influência urbana (0,02) e mineração (0,01). Em média (\pm erro padrão), a densidade de fragmentos da vegetação nativa ($0,37 \pm 0,05$) foi 4,46 vezes maior do que a densidade de fragmentos da classe de pastagem ($0,08 \pm 0,02$; $F = 18,72$; g.l. = 6 e $P < 0,01$; Pós-teste de Fisher, $P < 0,05$; Figura 3D), 5,8 vezes maior que silvicultura ($0,06 \pm 0,03$; $P < 0,05$; Figura 3D) e 3,49 vezes maior que agricultura ($0,11 \pm 0,05$; $P < 0,05$; Figura 3D). Quando a densidade de fragmentos apresenta valor baixo, como o que foi apresentado para vegetação nativa neste estudo, significa que não existem muitos fragmentos aglutinados numa área, dificultando assim o estabelecimento de estratégias ambientais de conectividade (Reis e Nishiyama, 2017).

O índice de maior fragmento (LPI) é da classe pastagem (73,5%), comprovando seu domínio na paisagem. Isso significa que as pastagens nessa paisagem estão interconectadas, formando um grande fragmento. Já a classe vegetação nativa obteve uma baixa porcentagem do LPI, mesmo sendo a segunda maior (1,05%), apresentando assim seu maior fragmento 70 vezes menor que o maior fragmento de pastagem, merecendo atenção à conservação desse fragmento. As outras classes de uso e ocupação do solo apresentaram LPI abaixo de 1%. Em média (\pm erro padrão), o índice de maior fragmento (LPI) para a classe de pastagem ($75 \pm 6,61$) foi 28,5 vezes maior do que a classe de vegetação nativa ($F = 84,4$; g.l. = 6 e $p < 0,001$; Pós-teste Fisher, $P < 0,05$; Figura 3E), 127,8 vezes maior do que a silvicultura ($0,59 \pm 0,23$; $P < 0,05$; Figura 3E) e 45,1 vezes maior do que agricultura ($1,66 \pm 1,15$; $P < 0,05$; Figura 3E). De acordo com este resultado, pode-se entender que, se o índice de maior fragmento de vegetação é de apenas 1,05%, os remanescentes de vegetação nativa na bacia em estudo são pequenos fragmentos que estão inseridos em uma matriz antrópica, reforçando a histórica vocação da região da bacia para a criação de gado com o cultivo de pastagens. Resultado semelhante foi encontrado no trabalho de Souza *et al.* (2014), onde o valor de LPI encontrado para vegetação nativa foi de 2,47%, considerado um valor baixo também para esse tipo de classe que está inserida em uma matriz antrópica.

Outro resultado alarmante, indicando dominância da classe de pastagem na paisagem e estado de fragmentação da vegetação nativa, seria quanto à área média dos fragmentos (AREA_MN). A área média dos fragmentos de pastagem (1.124,83 ha) foi 23,41 vezes maior do que a área média de vegetação nativa (48,05 ha). Por sua vez, a área média de agricultura (75,57 ha), 1,57 vezes maior, também sobressaiu a área de vegetação nativa, que teve sua área

média 1,18 vezes maior que silvicultura (40,65 ha) e 1,49 vezes maior que mineração (32,27 ha). Em média (\pm erro padrão), comparando área média dos fragmentos (AREA_MN), dos sete municípios, como se esperava, também seguiu na mesma direção ($F = 10,42$; g.l. = 6 e $p < 0,001$), onde a classe de pastagem ($1.345,9 \pm 336,2$) foi 28,5 vezes maior do que a vegetação nativa ($47,2 \pm 12,2$; Pós-teste de Fisher, $p < 0,05$; Figura 3F), 39,5 vezes maior do que a silvicultura (34 ± 10 ; $P < 0,05$; Figura 3F) e 34,1 vezes maior do que a agricultura ($39,4 \pm 19,6$; $P < 0,05$; Figura 3F).

A vegetação nativa apresentou o terceiro maior índice de forma médio (SHAPE_MN; 1,91), depois de corpos d'água e mineração que, ainda assim, é um valor considerado baixo, com fragmentos de formas mais simples e arredondadas (Mcgarigal e Marks, 1995; Souza *et al.*, 2014). Segundo Fernandes *et al.* (2017), quanto mais próximo de um, menor é o efeito de borda, portanto, apresentam formas mais arredondadas, minimizando a relação borda/área. Já os fragmentos mais complexos e irregulares estão sujeitos a apresentar maior efeito de borda. Embora uma diferença significativa tenha sido detectada quanto ao índice de forma médio (SHAPE_MN) comparando a média dos municípios ($F = 5,21$; g.l. = 6 e $p < 0,001$), a média do SHAPE_MN para a classe de pastagem (média \pm erro padrão; $1,93 \pm 0,06$) não diferiu da classe de vegetação nativa ($1,85 \pm 0,06$; Pós-teste de Fisher, $p > 0,05$; Figura 3G). Apenas a classe de corpos d'água diferiu, sendo maior do que todas outras classes de uso e ocupação ($p < 0,05$; Figura 3G).

A distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN), métrica utilizada para analisar isolamento dos fragmentos, apresentou a menor distância na classe pastagem (130,40 m), seguida pela vegetação nativa (273,64 m). Isto reforça o que já foi indicado pelas outras métricas para esta bacia: maior conectividade da pastagem (Figura 2). Porém, ainda assim, a distância média entre os fragmentos de vegetação nativa, por exemplo, é grande. Segundo Almeida (2008), a distância média entre fragmentos deve ser menor que 60 m, para classificar como de baixo isolamento, como pode ser observado no trabalho de Fernandes *et al.* (2017), onde obteve-se um valor de 38,9 m de distância entre os fragmentos de vegetação. Entretanto, quando se comparou também a média (\pm erro padrão) para todas as classes, nos sete municípios, não foi observada uma diferença significativa para ENN_MN. Provavelmente, isso ocorreu devido à grande variação em torno da média (Figura 3H). Contudo, o valor de ENN_MN tem mais importância na avaliação do isolamento de remanescentes florestais, podendo causar alguns problemas no habitat devido ao alto grau de isolamento, como a extinção de muitas espécies.

Análise das métricas da classe pastagem comparando com vegetação nativa

Correlacionando as oito métricas da classe de pastagem com vegetação nativa, observou-se que, em duas dessas, a pastagem afetou negativamente a vegetação nativa. Por exemplo, aumentando a porcentagem de paisagem (PLAND) de pastagem, observou uma redução da PLAND da classe de vegetação nativa ($R^2 = 56\%$ e $P = 0,03$; Tabela 3 e Figura 4A). Portanto, uma vez que a classe de pastagem domina na paisagem, ela tende a fazer com que a vegetação nativa se torne mais escassa com o seu crescimento.

Com similar efeito negativo, aumentando o índice de maior fragmento da classe de pastagem (LPI), observou-se também uma redução do LPI da classe de vegetação nativa ($R^2 = 54,6\%$ e $p = 0,035$; Tabela 3 e Figura 4B). Com outras palavras, quando o LPI da classe de pastagem for elevado, o LPI para a vegetação nativa será baixo, indicando que a vegetação nativa estaria mais fragmentada e desconectada.

Com menor efeito, porém marginalmente significativo, foi observado um efeito negativo da área média dos fragmentos (ÁREA_MN) de pastagem sobre a classe de vegetação nativa ($R^2 = 36,6\%$ e $P = 0,09$; Tabela 3 e Figura 4C). Ou seja, quanto maior for a ÁREA_MN da classe de pastagem, os fragmentos de vegetação nativa seriam menos extensos e conectados. O aumento da PLAND, LPI e ÁREA_MN da classe de pastagem explicou 56, 54,6 e 36,6% da variação ou redução dessas métricas da classe de vegetação nativa, respectivamente.

Como citado acima, nenhum efeito significativo das outras métricas foi observado (Tabela 3). Entretanto, é fundamental apontar algumas tendências que indicam efeito da fragmentação florestal na paisagem. Por exemplo, aumentando o número de fragmentos (NP) da classe de pastagem, observou-se uma tendência a aumentar o NP da classe de vegetação nativa (Figura 4E). Também, quando observada a métrica de densidade de fragmentos (PD), verificou-se que, aumentando a fragmentação para a classe de pastagem, há uma tendência da fragmentação da classe de vegetação nativa reduzir (Figura 4F).

Com relação ao índice de forma médio (SHAPE_MN), aumentando os valores da classe de pastagem, os fragmentos indicam ter formas mais complexas e irregulares, assim, há uma tendência da classe de vegetação nativa também ser mais complexa e irregular na paisagem estando sujeita a apresentar maior efeito de borda (Figura 4G). Finalmente, analisando a métrica da distância média do vizinho mais próximo (ENN_MN), aumentando os valores da classe de pastagem, quanto mais distante for um fragmento de pasto do outro, menos isolados serão os fragmentos de vegetação nativa (Figura 4H).

Tabela 3. Análise das médias das métricas de paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA, através da análise de variância

Variáveis	G.L.	F	P	R² ajustado (%)
CA	5	1,12	0,34	2
PLAND	5	8,64	0,032	56
NP	5	0,3	0,62	-13,7
PD	5	0,21	0,68	-15,2
LPI	5	8,22	0,035	54,6
ÁREA_MN	5	4,46	0,09	36,6
SHAPE_MN	5	1,29	0,31	4,5
ENN_MN	5	4,12	0,1	3,4

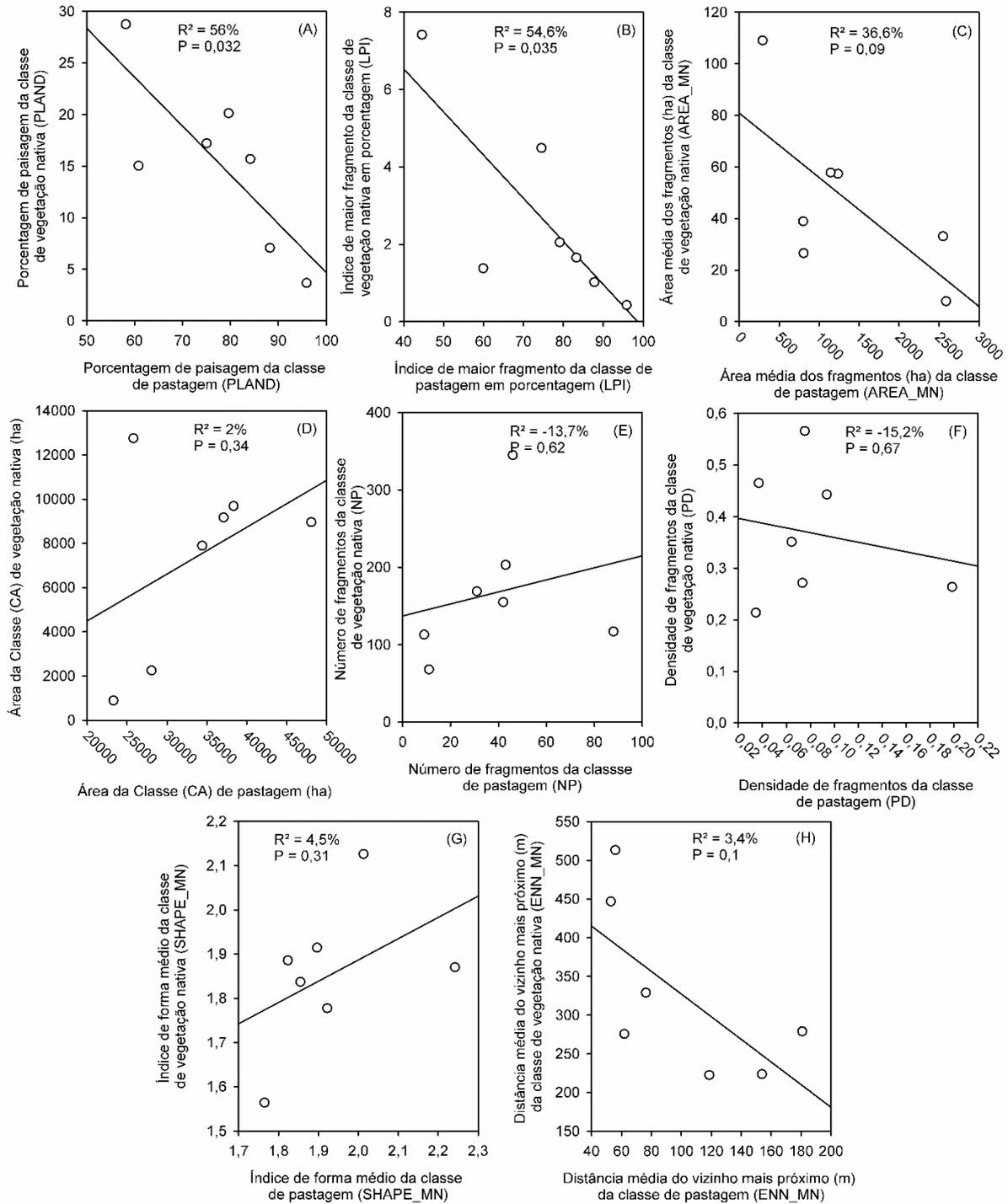


Figura 4. Efeito das métricas da classe pastagem sobre as métricas da classe vegetação nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA.

Altitude e declividade

De acordo com o MDE gerado, na bacia do Rio Catolé Grande há grande variação na altitude (Figura 5), com mínima de 216 m e máxima de 1.125 m. A altitude média é de 652 m. Com a alta variação de elevação, a bacia do Rio Catolé Grande é sujeita a grandes variações de temperatura e precipitação (Fraga *et al.*, 2014).

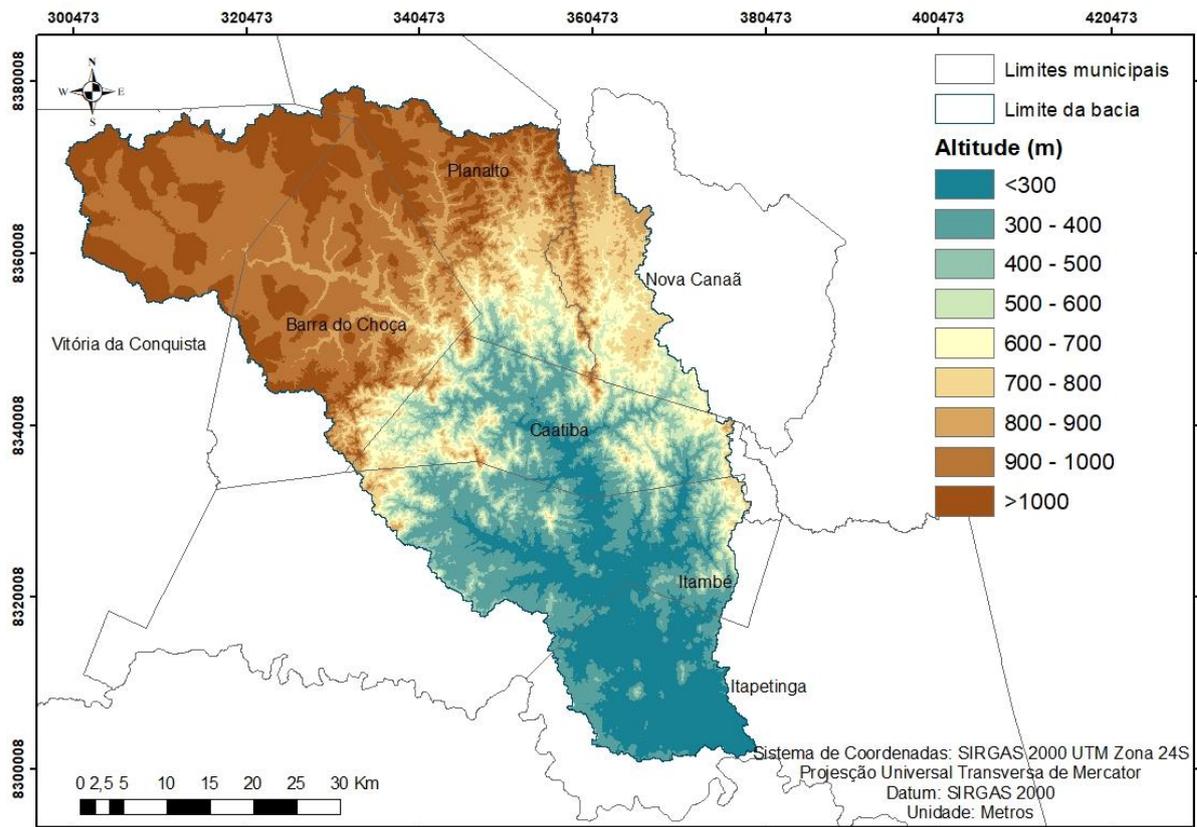


Figura 5. Mapa de altitude da área da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA.

As classes de declividade podem ser observadas na Figura 6. A declividade média encontrada é de 16% em toda a bacia, classificada de acordo com a Embrapa (2009) como relevo ondulado. A mínima é 0% e a máxima 140%. A região central da bacia apresenta maior concentração de declividade, como foi observado também por Fraga *et al.* (2014).

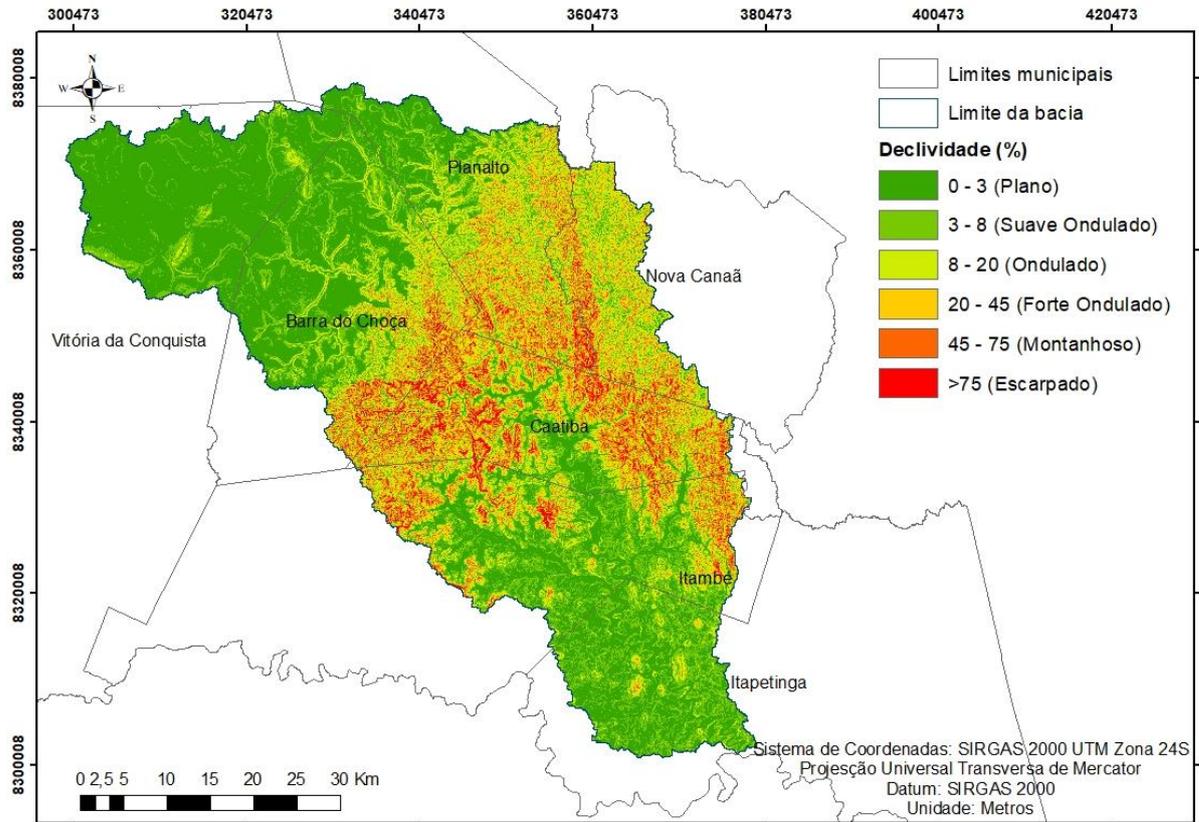


Figura 6. Mapa de declividade da área da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA.

Para a vegetação nativa, com exceção do número de fragmentos (NP; $P < 0,001$) e densidade de fragmentos (PD; que apresentou resposta marginalmente significativa $p = 0,09$), nenhuma das outras variáveis testadas (área da classe - CA, porcentagem de paisagem de cada classe - PLAND, índice de maior fragmento LPI, área média dos fragmentos - AREA_MN, índice de forma médio - SHAPE_MN e distância média vizinho mais próximo - ENN_MN) foi afetada de forma significativa pela declividade média e altitude média, considerando os sete municípios (Tabela 5, Figura 7). Ou seja, no primeiro caso, aumentando ambas as variáveis (declividade e altitude média), o número de fragmentos (NP) de vegetação nativa aumentou (Figura 7B). No segundo, aumentando apenas a altitude média (pois, nenhum efeito da declividade foi observado), a densidade de fragmentos aumentou (Tabela 5 e Figura 7D).

Tabela 5. Resultados estatísticos do teste de correlação entre as métricas de paisagem e declividade e altitude quanto aos sete municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande - BA

Variável Independente	R²	Wald. Stat.	F	G.L.	P
<i>Área da Classe (CA)</i>	-0,22				
Declividade		-	0,17	1	0,70
Altitude		-	0,67	1	0,46
<i>Porcentagem de paisagem de cada classe PLAND (%)</i>	-0,15				
Declividade		-	0,31	1	0,60
Altitude		-	0,75	1	0,44
<i>Número de fragmentos (NP)</i>	-				
Declividade		17,86	-	1	<0,001
Altitude		76,27	-	1	<0,001
<i>Densidade de fragmentos (PD)</i>	0,46				
Declividade		-	3,03	1	0,16
Altitude		-	5,0	1	0,09
<i>Índice de maior fragmento (LPI)</i>	0,20				
Declividade		-	1,15	1	0,34
Altitude		-	1,95	1	0,24
<i>Área média dos fragmentos (AREA_MN)</i>	-0,12				
Declividade		-	1,15	1	0,34
Altitude		-	0,07	1	0,80
<i>Índice de forma médio (SHAPE_MN)</i>	-0,48				
Declividade			0,005	1	0,95
Altitude			0,05	1	0,84
<i>Distância média vizinho mais próximo (ENN_MN)</i>	-0,01				
Declividade			0,38	1	0,57
Altitude			1,73	1	0,26

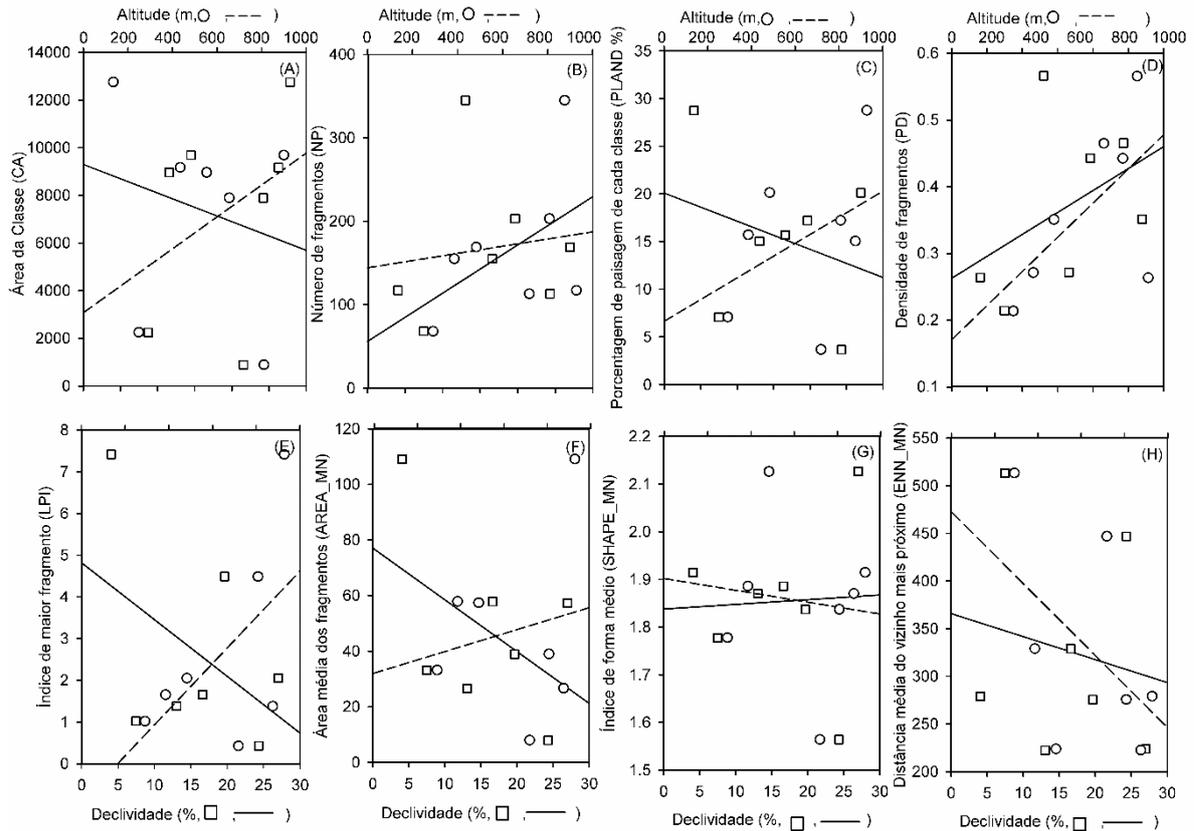


Figura 7. Efeito da declividade e altitude sobre as métricas de paisagem nos sete municípios da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande – BA.

Em síntese, este estudo claramente descreveu uma paisagem fragmentada com negativas implicações para o manejo e conservação da biodiversidade na bacia do Rio Catolé Grande – BA. Observou-se não apenas o domínio da classe pastagem, indicada como matriz dominante, mas também que a vegetação nativa se encontra extremamente fragmentada: com elevado número de fragmentos, sendo a área média desses fragmentos inferior a 50 hectares. Tabarelli *et al.* (2009) observaram o desaparecimento de muitos grupos vegetais e animais de pequenos fragmentos florestais, indicando uma tendência à extinção em locais extremamente fragmentados. De acordo com Metzger (2003), a fragmentação ocasiona a ruptura dos fluxos gênicos, e com isso, é necessário fazer uma restauração nessa paisagem para estabelecer a conectividade entre esses fragmentos, que é justamente para facilitar o fluxo. A partir de um grau alto de fragmentação, torna-se necessário a restauração, para que a diversidade biológica seja mantida (Metzger, 2003).

CONCLUSÃO

A Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande apresentou uma paisagem altamente fragmentada, dominada por uma matriz de pastagem que abrange mais de 70% dessa bacia. A vegetação nativa possui fragmentos com tamanho médio menor que 50 ha e alto nível de isolamento, podendo assim dificultar o fluxo gênico de animais e vegetais.

Portanto, medidas de conservação e restauração dos fragmentos de vegetação devem ser tomadas para a melhoria da qualidade ambiental da paisagem, bem como, sugere-se também o estabelecimento de corredores ecológicos na paisagem para que haja uma maior conectividade da vegetação, favorecendo o fluxo gênico de animais e vegetais.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. G. D. **Análise espacial dos fragmentos florestais na Área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná.** 2008. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa. 72p.
- ALMEIDA, N. V.; CUNHA, S. B. D.; NASCIMENTO, F. R. A cobertura vegetal e sua importância na análise morfodinâmica da bacia hidrográfica do rio Taperoá–Nordeste do Brasil/Paraíba. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 365-378, 2012.
- ALVES, L. F. **Avaliação da influência de implantação de reservatório de regularização no regime de vazões de rio em região semiárida.** 2018. 80f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Itapetinga, 2018.
- AMORIM, J. da S. **Produção de água na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé Grande utilizando o modelo hidrológico SWAT.** 2016. 82 fl. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Itapetinga, 2016.
- ANDRADE, M. L. D. **A monocultura do eucalipto: conflitos socioambientais, resistências e enfrentamentos na região do sudoeste baiano.** 2016.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biol Rev Camb Philos Soc**, v. 92, n. 1, p. 326-340, Feb 2017. ISSN 1469-185X (Electronic) 0006-3231 (Linking). Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26537849>>.
- BALBINOT, R. et al. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas The forest role in the hydrological cycle at hydrological basins. **Ambiência**, v. 4, n. 1, p. 131-149, 2009. ISSN 2175-9405.

BARRETO, L.; ROCHA, F.; OLIVEIRA, M. Monitoramento da qualidade da água na microbacia hidrográfica do rio Catolé. **Itapetinga-BA. Enciclopédia Biosfera**, v. 5, n. 8, 2009.

BATISTA, M. A.; TIMMER, J.-F.; CUNHA, R. P. P. Os estados da Mata Atlântica: Bahia. In: CAMPANILI, M. e PROCHNOW, M. (Ed.). **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: Rede Mata Atlântica - RMA, 2006. p.332.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 2, p. 408-420, 2015. ISSN 1365-2745.

BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. Habitat fragmentation and landscape change. **Conservation biology for all**, v. 93, p. 1544-1550, 2010.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010. ISSN 1982-4688.

CALEGARI, L. et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, 2010. ISSN 0100-6762.

CALHEIROS, R. R. O. (org). Preservação e recuperação das nascentes de água e de vida. Cadernos da Mata Ciliar. / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Departamento de Proteção da Biodiversidade. 2a. Edição, Vol.II - São Paulo: SMA, 2009.

CAMPANILI, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. RMA, 2006. ISBN 8599824015.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W. B. **Mata Atlântica: Manual de adequação ambiental** 2010.

CAMPOS, S. A. C. et al. Degradação ambiental agropecuária no bioma Caatinga. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 46, n. 3, p. 155-170, 2015. ISSN 2357-9226.

CASTELLETTI, C. et al. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. **Ecologia e conservação da caatinga**, p. 777-796, 2003.

CRUZ, A. **Mapeamento cobertura vegetal da Bacia Hidrográfica do Rio Catolé para delimitação de fragmentos florestais**. 2007. 37f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Itapetinga, 2007.

DE ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. SciELO-Editus-Editora da UESC, 2016. ISBN 8574554405.

DIXO, M.; METZGER, J. P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, v. 43, n. 3, p. 435-442, 2009. ISSN 1365-3008.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – Rio de Janeiro: Embrapa, 2009. 412p.

ETTO, T. L. et al. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras-Campinas-SP. **Revista Árvore**, 2013. ISSN 0100-6762.

FERNANDES, M. et al. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. 0, 2017. ISSN 2179-8087.

FERNANDES, M. D. F.; BARBOSA, M. P.; DE MORAES NETO, J. M. Análise das classes de uso das terras no município de Aripina-PE: um estudo comparativo. 2013.

FONSECA, M. A. D. **Fragmentação, conservação e restauração da caatinga**. 102f. Tese (Programa de Pós Graduação em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2017.

FRAGA, M. D. S. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, v. 2, n. 4, p. 214-218, 2014. ISSN 2318-7670.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. **BioScience**, v. 52, n. 2, p. 143-150, 2002. ISSN 0006-3568.

GOMES, A. A. de O.; SILVA, R. S. X. da. Avaliação do Comprometimento Hídrico da Bacia do Rio Catolé Grande com os Usos Dispensados de Outorga. In: XIII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, Aracaju. Anais. 2016.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. ISSN 2375-2548.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário, 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6783#resultado>, acesso em 11/04/2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas da população residente para os municípios e para as unidades da federação brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>, acesso em 20/02/2019.

JESUS, E. N. D. Avaliação dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim (Sergipe-Brasil) para fins de restauração ecológica. 2013.

JESUS, R. D. Os recursos naturais e sua exploração na formação territorial do Município de Vitória da Conquista-BA. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 9, p. 1-13, 2010.

LAGOS, A. R.; MULLER, B. D. L. A. Hotspot brasileiro: Mata Atlântica. **Saúde & Ambiente em Revista**, v. 2, n. 2, p. 35-45, 2007.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 03, p. 434-451, 2009. ISSN 19806442.

LEAL, I. R. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; DA SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Editora Universitária UFPE, Recife, 2003.

LIMA, E. M.; PINTO, J. E. S. D. S. Bacia do rio catolé, Bahia-Brasil: bases geoambientais e socioeconômicas para a gestão da água e do solo. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-16, 2011.

LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis**. Island Press, 2013. ISBN 159726606X.

LOGAN, M. **Biostatistical design and analysis using R: a practical guide**. John Wiley & Sons, 2010.

LOYOLA, R. et al. **Áreas prioritárias para conservação e uso sustentável da flora brasileira ameaçada de extinção**. Rio de Janeiro: 2014. 80.

MARINHO, F. P. et al. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, v. 132, p. 26-33, 2016. ISSN 0140-1963.

MCGARIGAL, K. Fragstats: Fragstats help-versão 4.2. **Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts**, v. 1, 2013.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. **Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station**. 122 p, v. 351, 1995.

MELO, F. P. L.; PINTO, S. R. R.; TABARELLI, M. Abundância de Biodiversidade. **Scientific American Brasil**, v. 39, p. 60-65, 2010.

MENDENHALL, C. D. et al. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. **Nature**, v. 509, n. 7499, p. 213, 2014. ISSN 1476-4687.

MENDES, B. C. et al. ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA, Fragmentação Florestal e Áreas de Preservação Permanente no Município de Cerro Azul-PR. **Revista Espaço e Geografia**, v. 17, n. 1, 2015.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF**, p. 49-76, 2003.

METZGER, J. P. O QUE É ECOLOGIA DE PAISAGENS. **Biota Neotropica**, p. 9, 2001. MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: (Ed.). **Biodiversity hotspots**: Springer, 2011. p.3-22.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MULLER, A.; BATAGHIN, F.; SANTOS, S. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Perspectiva**, v. 34, n. 125, 2010.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995. ISSN 0169-5347.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000. ISSN 1476-4687.

NIEMANDT, C.; GREVE, M. Fragmentation metric proxies provide insights into historical biodiversity loss in critically endangered grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 235, p. 172-181, 2016. ISSN 0167-8809.

OLIVEIRA NETO, P. G. de. **Influência das Mudanças no Uso do Solo no Comportamento Hidrológico na Bacia Hidrográfica do Rio Catolé**. 2017. 58f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 2017.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. **SYSTEMATICS ASSOCIATION SPECIAL VOLUME**, v. 69, p. 159, 2006. ISSN 0309-2593.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia-SC. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, 2013. ISSN 0100-6762.

PEREIRA, J. L. G. et al. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26, n. 1, p. 59-90, 2001.

PINTO, R. **Caracterização da ictiofauna do rio Catolé Grande no município de Itapetinga, BA**. 2013. 2013. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais. Itapetinga: UESB.

PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, 2014. ISSN 0100-6762.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. **Ecologia e conservação da Caatinga**, v. 2, p. 3-74, 2003.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. In: (Ed.). 2006.

REIS, L. N. G.; NISHIYAMA, L. A estrutura espacial dos fragmentos de vegetação nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari em Minas Gerais. **Geosul**, v. 32, n. 65, p. 30-48, 2017. ISSN 2177-5230.

REIS, R. et al. Classificação do Uso e Cobertura do Solo da APA do São João em uma abordagem orientada a objeto. **XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, Natal, p. 25-30, 2009.

REX, F. E. et al. ANÁLISE MÉTRICA DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PEQUENO-PR. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 1, n. 1, p. 184-192, 2018. ISSN 2525-9725.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. ISSN 0006-3207.

ROCHA, A. A. **Sociedade e Natureza: a produção do espaço urbano em bacias hidrográficas**. Edições UESB, 2011. ISBN 8579850231.

ROCHA, A. A.; SOARES, B. S. Uso da terra pela cafeicultura e degradação ambiental no entorno da Barragem Água Fria em Barra do Choça–Bahia. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 53-62, 2016. ISSN 2447-3359.

RODRÍGUEZ, A. C. M.; HERNANDEZ FILHO, P.; MOREIRA, M. Mapeamento multitemporal do uso e cobertura do solo do município de São Sebastião-SP, utilizando técnicas de segmentação e classificação de imagens TM-Landsat e HRV-SPOT. **São José dos Campos: INPE**, 2000.

RUDNICK, D. et al. The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*. 2012.

SAITO, Nathalia Suemi et al. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 201-210, 2016.

SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Variáveis múltiplas e desenho de unidade de conservação: uma prática urgente para a Caatinga. **Ecologia e conservação da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco, Recife**, p. 735-776, 2003.

SANTOS, D. B. D. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio São José, Cascavel, PR. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 2, p. 7-18, 2012. ISSN 1984-7548.

SANTOS, E. H. M. D.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. D. Relação entre uso do solo e comportamento hidrológico na Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite. 2010. ISSN 1415-4366.

SANTOS, J. F. C. et al. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, 2017. ISSN 1980-4849.

SANTOS, T. V. D. Fluxos de calor na superfície e evapotranspiração diária em áreas agrícolas e de vegetação nativa na bacia do Jacuí por meio de imagens orbitais. 2009.

SILVA, J. L. C. et al. ASPECTOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NO NORDESTE DO BRASIL. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 180-191, 2018. ISSN 2238-8753.

SILVA, L. G. D.; DOS SANTOS, S.; MORAES, F. Fragmentação da Mata Atlântica de interior: análise de paisagem do corredor verde Sul-Americano e Florestas do Alto Paraná. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 61-68, 2014. ISSN 2176-4786.

SOS MATA ATLÂNTICA. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2012 -2013. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2014/05/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_20141.pdf>. Acesso em 15 dez. 2018.

SOUZA, C. G. et al. Análise da fragmentação florestal da área de proteção ambiental Coqueiral, Coqueiral–MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 631-644, 2014.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, p. 181-188, 2005.

TABARELLI, M.; PINTO, S. R. R.; LEAL, I. R. Floresta atlântica nordestina: fragmentação, degeneração e perda de biodiversidade. **Ciência Hoje**, v. 44, n. 263, p. 36-41, 2009.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. D. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. **Ecologia e Conservação da Caatinga. Recife: Universidade Federal de Pernambuco**, p. 777-796, 2003.

TEIXEIRA, L. et al. FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO MUNICÍPIO DE BRAGANÇA PAULISTA-SP. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 937-948, 2018. ISSN 1980-5098.

TUCCI, C. E. Impactos da variabilidade climática e uso do solo sobre os recursos hídricos. **Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas–Câmara Temática de Recursos Hídricos, Brasília**, 2002.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. 4.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009. 943p.

TUCCI, C. E.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. Landscape disturbance dynamics. In: (Ed.). **Landscape Ecology in Theory and Practice**: Springer, 2015. p.175-228.

VARJABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. **estudos avançados**, v. 24, n. 68, p. 147-160, 2010. ISSN 0103-4014.

VASCO, A. N. D. et al. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. 2011. ISSN 1980-993X.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. Congresso Florestal Brasileiro, 1990. p.113-118.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VOLOTÃO, C. D. S. Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats. **São José dos Campo: INPE**, 1998.