

# IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO

## ENVIRONMENTAL IMPLICATIONS OF THE NEW BRAZILIAN FOREST CODE

**Rodrigo César  
Pereira Nicolau** 

Mestre em Ciências Ambientais pela  
Universidade Federal de Alfenas  
(UNIFAL-MG) – Alfenas (MG), Brasil.

**Fernando Shinji  
Kawakubo** 

Professor Doutor MS-3 na  
Universidade de São Paulo (USP) –  
São Paulo (SP), Brasil.

**Marcelo Polo** 

Professor Associado Voluntário na  
UNIFAL-MG – Alfenas (MG), Brasil.

**Ronaldo Luiz Mincato** 

Professor Associado na UNIFAL-  
MG – Alfenas (MG), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Ronaldo Luiz Mincato – Rua  
Gabriel Monteiro da Silva, 700, sala  
V-008H – Centro – CEP 37130-001,  
Alfenas (MG), Brasil – E-mail:  
ronaldo.mincato@unifal-mg.edu.br

**Recebido em:** 22/01/2018

**Aceito em:** 11/05/2018

### RESUMO

O Código Florestal Brasileiro de 2012 admite a inclusão da reserva legal às áreas de preservação permanente e define áreas de uso consolidado. Assim, esta pesquisa avaliou a evolução espaço-temporal do uso e da ocupação do solo nas áreas de proteção ambiental, de 2008 a 2016, da sub-bacia hidrográfica do Rio São Tomé, sul de Minas Gerais, diante do novo marco florestal legal. A partir de imagens de satélite Landsat de 2008, 2013 e 2016, foram mapeados os usos e as ocupações do solo e as áreas de preservação permanente. A partir de tais mapas foram identificados os usos ilegais e as áreas de uso consolidado. Em 2016, 55,66% das áreas de preservação permanente continham uso ilegal; entretanto, considerando o uso consolidado, 97,74% da sub-bacia está adequada ao Código, que aponta para uma lei que defende os recursos florestais e os serviços ambientais ecossistêmicos com menor rigor.

**Palavras-chave:** reserva legal; sensoriamento remoto; *landsat*; áreas de preservação permanente.

### ABSTRACT

The Brazilian forest code of 2012 admits the inclusion of the legal reserve in the areas of permanent preservation and defines areas of consolidated use. Thus, this research evaluated the temporal evolution of land use and occupation in the areas of environmental protection, from 2008 to 2016, of the sub-basin of São Tomé River, in the south of Minas Gerais, before the new legal forest framework. From Landsat satellite images of 2008, 2013 and 2016 land uses, occupations and permanent preservation areas were mapped. From these maps, illegal uses and areas of consolidated use were identified. In 2016, 55.66% of the permanent preservation areas contained illegal use; however, considering the consolidated use, 97.74% of the sub-basin is adequate to the code, which points to a law that defends forest resources and environmental ecosystem services with less stringency.

**Keywords:** legal reserve; remote sensing; *landsat*; permanent preservation areas.

## INTRODUÇÃO

A avaliação ecossistêmica do milênio apontou, nos últimos 50 anos do século passado, que o homem modificou os ecossistemas mais rápida e extensivamente do que em qualquer intervalo de tempo equivalente na história da humanidade, acarretando diversas alterações nos biosistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). No Brasil, o Código Florestal existe desde 1934, posteriormente substituído pelo de 1965 (SANTOS FILHO *et al.*, 2015).

Em 2012, o Congresso Nacional do Brasil aprovou um novo Código Florestal, Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), em substituição ao anterior, que tinha sofrido diversas alterações por medidas provisórias, como em 1989, quando foram definidas as normas de preservação das matas ripárias conforme a largura dos rios. O Código Florestal é o principal instrumento legal de proteção e de recuperação da flora e da fauna nativas (SOARES-FILHO *et al.*, 2014), pois regula e protege a vegetação nativa (VN) em propriedades públicas e privadas, com vistas a equilibrar os interesses da produção agropecuária com os da preservação ambiental (SPAROVEK *et al.*, 2011).

O Código define as áreas de preservação permanente (APP) e de reserva legal (RL), criadas para a conservação dos recursos hídricos e de suas áreas de recarga, pelas matas ciliares, assim como áreas prioritárias para conservação e preservação da diversidade ecológica. O Código define também áreas de uso consolidado, que é área do imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, ou seja, é aquela que teve sua vegetação natural modificada pela ação do homem, não sendo necessária a recomposição original da área como previsto para demais localidades. Para fins de fiscalização, foi criado o Cadastro Ambiental Rural (CAR), obrigatório para todos os imóveis rurais, que visa integrar o conjunto de dados ambientais das propriedades, para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento (BRASIL, 2012). Mesmo assim, a efetividade do Estado em fiscalizar essas áreas ainda é precária e aquém das necessidades, pois, na prática, uma vasta área de vegetação natural poderá ficar sem proteção até que o órgão fiscalizador identifique essas áreas e tome as providências previstas em lei (RORIZ; FEARNESIDE, 2015; SPAROVEK *et al.*, 2011).

Os órgãos fiscalizadores enfrentam problemas operacionais para cumprir as normas instituídas, devido à falta de infraestrutura e às dimensões continentais do país. Entretanto, as geotecnologias surgem como instrumentos essenciais de análise e de apoio às políticas decisórias de fiscalização. Imagens de satélite, fotografias aéreas, imagens de radar, entre outras, são uma alternativa que permite mapear o uso e a ocupação do solo de maneira rápida e eficaz, devido à variação de escalas e das diferentes formas de examinar os alvos, além do baixo custo relativo das análises. Atualmente, há vários satélites com diferentes níveis de resolução temporal e espacial, que permitem o mapeamento e o monitoramento de áreas que sofrem alterações. As imagens do satélite Landsat têm sido utilizadas com sucesso em várias aplicações relacionadas ao mapeamento do uso do solo e da cobertura vegetal. A utilização de dados resultantes das imagens Landsat é potencializada, ainda, pela integração de informações de fontes distintas por Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

A preservação dos ecossistemas é de suma importância, pois afeta os serviços ambientais e ecossistêmicos, que são os benefícios obtidos pela população (COSTANZA *et al.*, 2017). Esses serviços podem ser, no caso das APP: de provisão de alimentos, água, material genético etc.; de regulação, ou seja, de manutenção da qualidade do ar, controle de erosão, purificação da água etc.; culturais, como enriquecimento espiritual, lazer, ecoturismo etc.; e de suporte, tais como formação e manutenção da fertilidade do solo, produção de oxigênio, produção primária e diversidade biológica (ANDRADE; ROMEIRO, 2013). Esse tema promove uma mudança de paradigma sobre o manejo dos recursos naturais, auxilia na tomada de decisões sobre gestão dos recursos naturais e formulação e aplicação de políticas públicas para o bem-estar da sociedade (COSTANZA *et al.*, 2014; PARRON *et al.*, 2015; SHAPIRO; BÁLDI, 2014).

Assim, decidiu-se avaliar a sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé, localizada na região sul do Estado de Minas Gerais, nos Municípios de Alfenas, Machado e Serrania, devido a mais de 50% da área não atender ao previsto na legislação florestal.

O objetivo deste estudo foi avaliar a evolução espaço-temporal, de 2008 a 2016, do uso e da ocupação

do solo e os potenciais impactos das alterações propostas pelo novo Código Florestal na prestação dos serviços ecossistêmicos resultantes dos conflitos de uso em APP e de RL na sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé. A área é de importância estratégica pelas

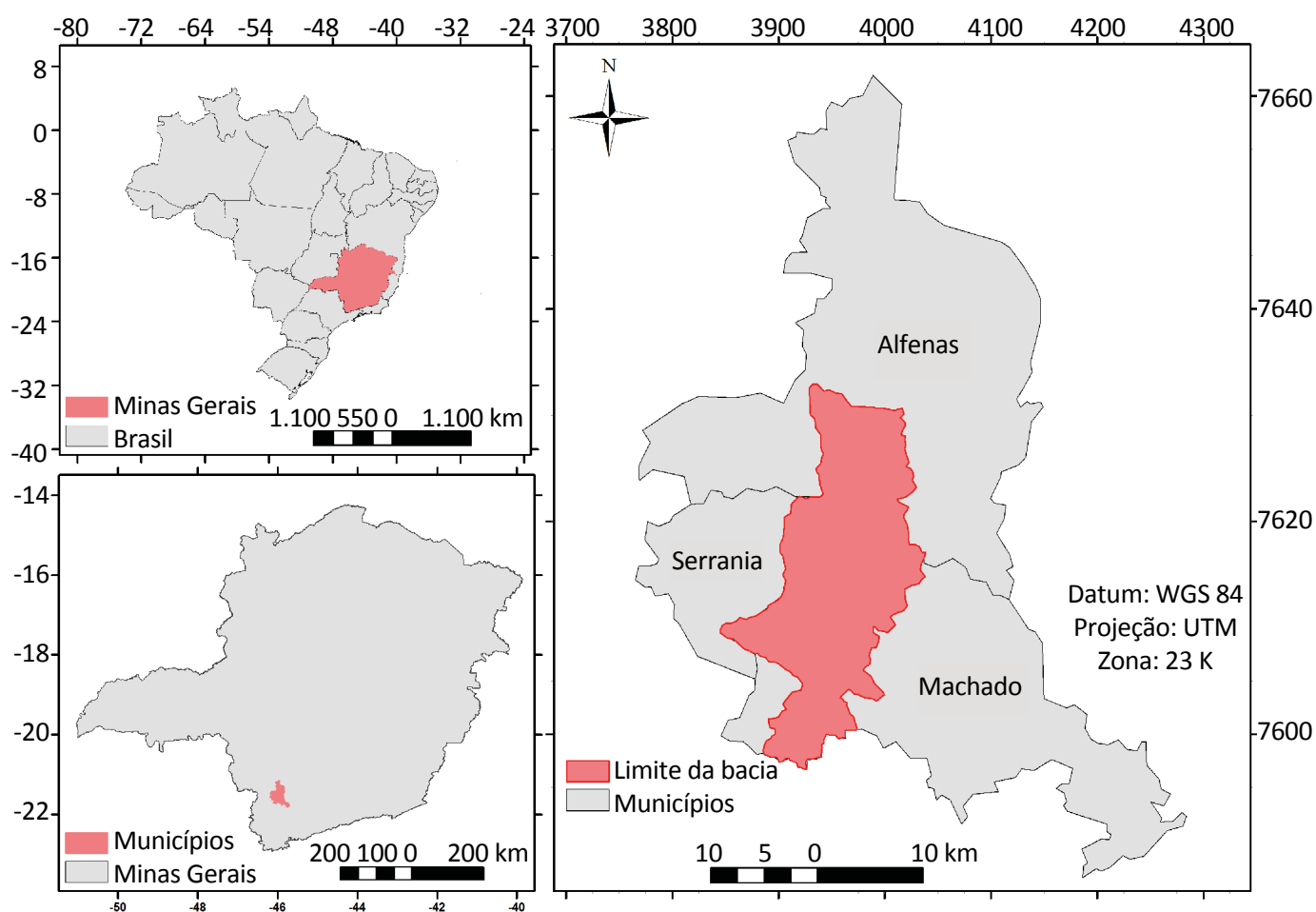
atividades agrossilvopastoris e pelo manancial hídrico, que abastece os Municípios de Serrania e Alfenas, com 87.519 habitantes (IBGE, 2017), além de ser afluente direto do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Furnas.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A área da sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé (Figura 1) é de cerca de 33 mil hectares e apresenta usos diversificados, com destaque para o café, a cana-de-açúcar e a pecuária.

O clima da região é subtropical, classificado como CwA, de acordo com a classificação de Köppen, com verão úmido e inverno seco (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). De acordo com Sousa, Mincato e Kawakubo

(2015), a vegetação característica da região é composta por floresta estacional semidecidual ombrófila mista e cerrado. As altitudes da sub-bacia variam de 766 a 1.306 m, com a geomorfologia dividida em: superfície dissecada de topografia montanhosa, superfície rebaixada de patamares colinosos e terraços fluviais (SILVA *et al.*, 2011). Os solos dominantes são Latossolo Vermelho e Vermelho-Amarelo distróficos e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, assim como Argissolo Ver-



Fonte: modificado de IBGE (2017).

Figura 1 – Localização da sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé, sul de Minas Gerais.

melho-Amarelo distrófico e Cambissolo háplico (FEAM, 2010). O arcabouço geológico da área é formado pelos ortognaisses Alfenas e Elói Mendes (UFRJ; CPRM, 2010).

As imagens utilizadas para os mapeamentos de uso e ocupação procederam dos satélites Landsat 5 e 8, com os sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*Operational Land Imager*), respectivamente. Essas imagens foram obtidas gratuitamente do sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e do *United States Geological Survey Global Visualization Viewer* (USGS-GloVis). Foram utilizadas 3 cenas da órbita 219, ponto 075, com pequena variação entre as datas de cada ano, para trabalhar com situações sazonais similares tanto no que se refere à fenologia da cobertura vegetal quanto às condições atmosféricas e de iluminação solar. Assim, foram definidas as cenas do Landsat 5 de 17 de julho de 2008 e do Landsat 8 de 31 de julho de 2013 e de 08 de agosto de 2016. As datas selecionadas correspondem à época mais seca do ano na região e com menor presença de nuvens.

Para a obtenção dos mapas de declividade e modelo digital de elevação (MDE) da sub-bacia, foram utilizadas 4 cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:50.000: Alfenas (SF-23-I-I-3), Areado (SF-23-V-D-I-4), Campestre (SF-V-D-IV-2) e Machado (SF-I-III-1). Essas cartas são disponibilizadas em formato digital DGN (IBGE, 1970) e foram convertidas para o formato *shapefile* (SHP), para uso no *software* ArcGIS 10.1.

Após a estruturação da base cartográfica, foram gerados o MDE e o mapa de declividade do terreno — este, de acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1979), sendo 0–3% plano, 3–8% suave ondulado, 8–20% ondulado, 20–45% forte ondulado, 45–75% montanhoso e > 75% escarpado. Tais produtos serviram para determinar as APP em topos de morro e em declividades maiores que 45°, como previsto no Código Florestal.

Foi produzido o mapa de limites de APP de margens de corpos d'água e entorno de nascentes, conforme o Código Florestal. Para tanto, foi utilizado o método de cálculo de distância (*buffer*).

De acordo com parâmetros previstos no Código, foram definidas as áreas de proteção, sendo elas: faixas mar-

ginais de 30 m ao longo dos rios, pois todos os cursos d'água apresentam menos do que 10 m de largura; para lagos e lagoas, faixas com 50 m, com exceção do reservatório da UHE de Furnas — com faixa de 100 m —, uma vez que este apresenta mais de 20 ha; 50 m no entorno das nascentes; encostas com declividade superior a 45°; e topo de morro.

O Código Florestal define como APP em topo de morro, montes, montanhas e serras em planície e relevos ondulados — a primeira utiliza como base o espelho d'água adjacente, e os relevos ondulados, o ponto de sela mais próximo. Devido à área apresentar os dois tipos de relevo, foi selecionado, neste estudo, o critério do ponto de sela, pois este define uma quantidade maior de topos contemplados como áreas de APP (BRASIL, 2012).

O mapeamento do uso e da cobertura do solo em 2008 foi feito a partir de imagens do satélite Landsat 5, e em 2013 e 2016, a partir do Landsat 8 — estas já obtidas ortoretificadas. As imagens do Landsat 5 (2008) necessitaram de correção geométrica, que foi feita por meio de pontos de controle identificados na imagem e na base cartográfica (procedimento este conhecido como georreferenciamento da imagem). No total, foram identificados 12 pontos de controle distribuídos ao longo de toda a bacia. Após o georreferenciamento, as imagens foram reamostradas utilizando o método de interpolação pelo vizinho mais próximo, obtendo, no final deste processo, a mesma projeção da base cartográfica.

Técnicas de aumento linear de contraste e de composições coloridas utilizando filtros RGB (*red, green e blue*) foram empregadas para realçar os diferentes tipos de uso e de cobertura do solo. O aumento linear foi feito de forma interativa (CRÓSTA, 2002), em que a inclinação do histograma da imagem controla a quantidade de aumento do contraste e o ponto de intersecção com a abscissa controla a intensidade média da imagem final. Para a realização da classificação foi gerada uma imagem falsa-cor em RGB com as bandas do infravermelho médio, do infravermelho próximo e do vermelho do sensor dos satélites Landsat. A seleção dessas bandas foi baseada no fato dessa composição realçar a vegetação.

A classificação do uso e da ocupação do solo foi realizada pela *Maximum Likelihood Classification* (Classificação por Máxima Verossimilhança) do *software* ArcMap 10.1, que calcula a probabilidade de cada pixel pertencer a

uma determinada classe amostrada com base nos valores de variância e covariância. Para redução do efeito sal e pimenta (“*salt and pepper*”), foram aplicados o *Majority Filter*, ou seja, filtragem para eliminação ou redução do ruído de classificação, e o *Boundary Clean*, usada para limpar as bordas irregulares entre as zonas, em que os maiores valores têm prioridade, ou seja, os conjuntos de *pixels* menores se juntam aos conjuntos maiores, evitando a classificação errônea de seus elementos.

Para reparar os eventuais equívocos no processamento das imagens, na etapa de classificação, os erros contidos no mapeamento foram corrigidos manualmente com base na análise visual das imagens, com auxílio das imagens do *Google Earth* de datas próximas e, principalmente, por meio de informações levantadas em campo. Para verificar de maneira quantitativa o desempenho do mapeamento, foram coletados em campo 85 pontos de referência, que apresentaram 92% de acerto.

Os mapas de uso e ocupação do solo foram, por fim, combinados, por meio de tabulação cruzada, com os

limites de APP para avaliar as atividades presentes nas áreas exclusivas de APP. Assim, foram produzidos os mapas de conflitos de uso com a definição das áreas regulares e irregulares, conforme o Código Florestal de 2012.

Os dados obtidos a partir do *software* ArcMap 10.1 foram lançados no Microsoft Excel 2010 e foram geradas tabelas com os valores em hectares e porcentagem de cada área nos mapas de uso do solo e de conflitos de uso. A partir de tais dados, foi realizado o cálculo de áreas consolidadas, utilizando a quantidade de hectares presentes em 2008 e cruzada com os presentes em 2013 e em 2016 para as classes de uso do solo, com exceção de matas, água e rochas expostas, uma vez que estas foram consideradas áreas regulares.

Também foram determinados de forma manual todos os fragmentos florestais maiores que 50 ha na sub-bacia para os anos considerados. A partir disso, foram definidas a quantidade, o tamanho e o formato desses fragmentos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos mapas de uso e ocupação do solo gerados para os anos de 2008, 2013 e 2016, primeiramente, foram produzidos dados quantitativos sobre o uso e a cobertura do solo, em julho de 2008, em que foi definido como data limite de uso consolidado. O mesmo procedimento foi adotado em 2013 e 2016.

Na classificação, algumas das classes apresentaram confusão no mapeamento em razão da similaridade espectral encontrada entre elas. As confusões mais frequentes observadas ocorreram entre café e mata, cana-de-açúcar e pasto alto e matas de menor densidade nas bordas dos rios. Apesar desses erros, a classificação obtida foi considerada bastante satisfatória, com base na análise visual e na porcentagem de acertos observados (92%) na verificação a partir dos pontos de controle de campo.

Na Figura 2 foram definidas dez classes de uso do solo: água, que comporta todos os corpos d’água da sub-bacia, incluindo lagos e a represa da UHE de Furnas; área urbana, que incluía as cidades de Alfenas, Serrania e algumas sedes de fazenda; café, em seus mais diversos estádios fenológicos; cana-de-açúcar; outras culturas, sendo essas diversas, como milho, eucalipto e

outras culturas temporárias; mata; pastagem em geral, incluindo campos; solo arado, em preparação para o cultivo; solo exposto, que é o solo exposto efetivamente, sem cobertura permanente e que se encontra mais seco; e rochas expostas.

A Figura 2 ilustra os mapas de uso do solo de (A) 2008 e (B) 2016.

A Figura 3 ilustra os usos presentes na sub-bacia, em hectares, para 2008, 2013 e 2016.

A análise dos mapas e do histograma revela, considerando o pequeno erro da classificação supervisionada, que não houve alterações significativas de 2008 para 2016 nos principais usos da sub-bacia. Assim, o uso mais frequente é a pastagem, com média de aproximadamente 50% da área e predomínio em terrenos ondulados; seguida da mata, com cerca de 20% da área e presente em terrenos ondulados e forte ondulados; e do café, com média ao redor de 17%, também presente em terrenos ondulados. Os demais usos ocupam pequenas parcelas por toda a sub-bacia. Quanto às áreas de uso consolidado, a Figura 2 ilustra as que possuíam uso anterior a 22 de julho de 2008 e que o mantêm até

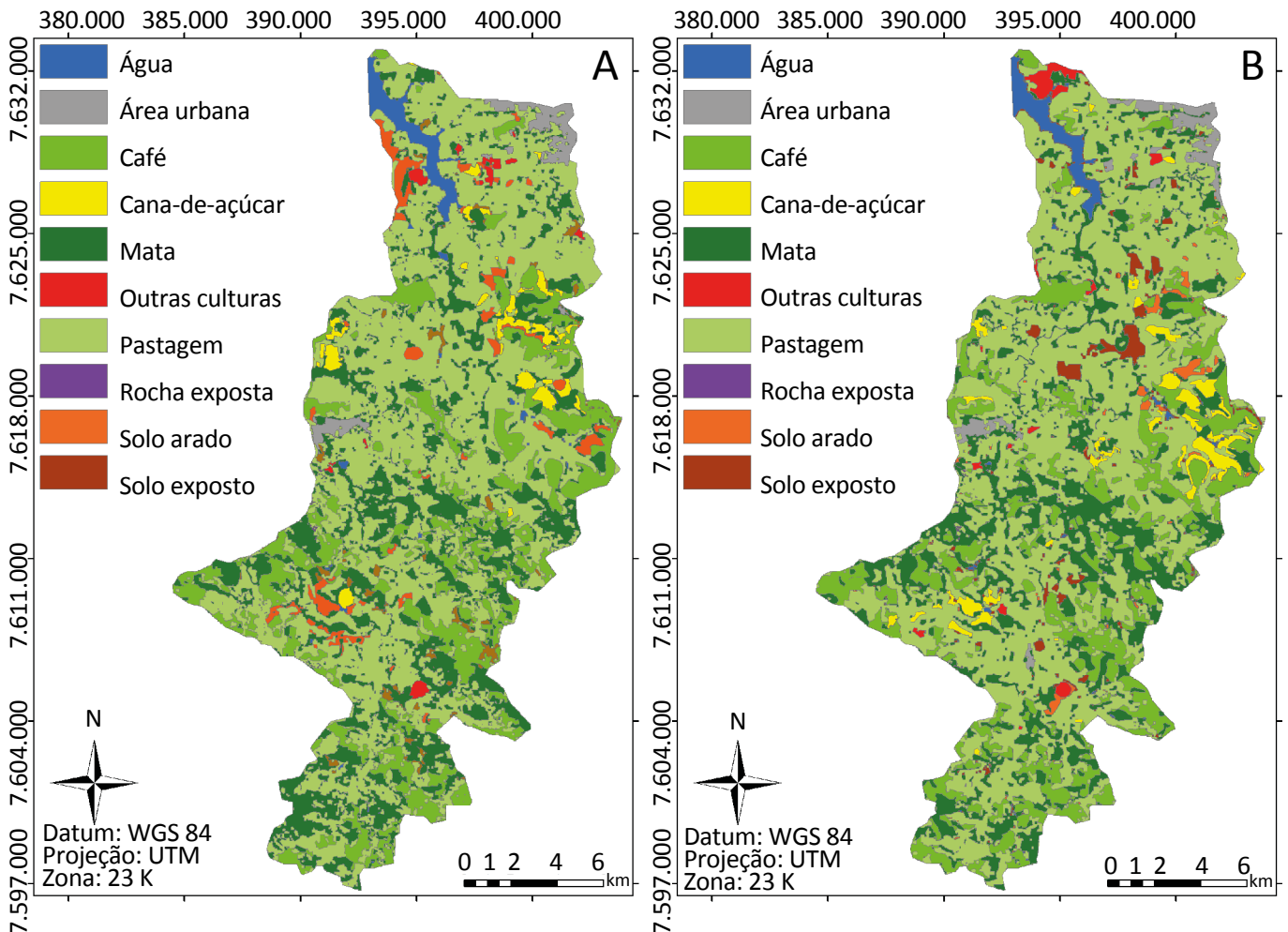
2016. As principais são de pastagem, café e, subordinadamente, cana-de-açúcar, distribuídas na sub-bacia.

Tanto em 2008 quanto em 2013 havia fragmentos florestais raramente conectados por corredores ecológicos por toda a sub-bacia. Em 2016, foram observadas grandes áreas de mata, principalmente na área montanhosa da porção central da sub-bacia, em geral ligadas por grandes corredores ecológicos. Já na porção norte, próximo à jusante da sub-bacia, no relevo mais plano, há a presença de fragmentos florestais isolados em meio à pastagem e com poucas conexões por mata ripária.

A classe de café é encontrada por toda a sub-bacia, ocupando uma área maior em 2016. O café é o cultivo

de maior produção e importância na sub-bacia. A cana-de-açúcar é mais abundante no centro-leste e também ocorre esparsamente em outros locais da sub-bacia (Figura 2B). Há também áreas de solo exposto propriamente dito por toda a sub-bacia, além de exposições de rocha localizadas nas regiões mais montanhosas. A classe de outras culturas ocorre em locais escassos na sub-bacia.

Para avaliar se o Código está sendo obedecido, foram criados, a partir da tabulação cruzada entre os mapas de uso do solo e APP, os mapas de conflitos de uso e de ocupação do solo nas áreas de APP. Essas áreas de APP devem contemplar apenas as classes água, mata e rocha exposta. Portanto, qualquer outro uso seria irregular.



**Figura 2 – Mapas de uso e ocupação do solo na sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé, nos municípios de Alfenas, Machado e Serrania, Minas Gerais, Brasil, nos anos de (A) 2008 e (B) 2016.**

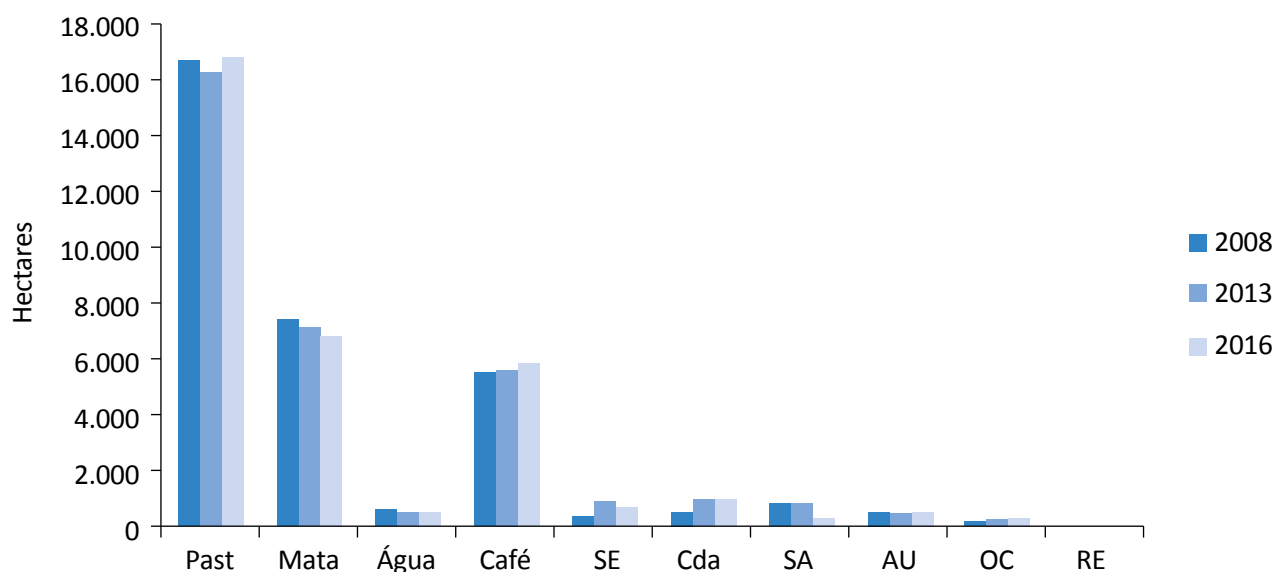
A Figura 4 ilustra os mapas de conflitos de uso, com áreas irregulares nas APP. Já o histograma da Figura 5 esquematiza a porcentagem de cada uso no interior das APP em 2008, 2013 e 2016. A partir disso, foram avaliadas quais as classes de uso que ocorrem nas áreas de APP e definidas se são regulares ou irregulares.

A Figura 5 ilustra que mesmo com uma melhoria gradativa na situação atual das APP, ainda predominam as áreas irregulares. De acordo com os usos presentes em APP, a porcentagem de áreas regulares nos anos de 2008, 2013 e 2016 foi de 45,05, 44,55 e 44,34% respectivamente; já as áreas irregulares foram de 54,95, 55,45 e 55,66%, respectivamente. A Figura 5 elucida, nas APP, o predomínio de pastagens, que reflete a maior porcentagem de áreas irregulares. Entretanto, de acordo com o Código, há as chamadas áreas de uso consolidado, com 3.111,87 ha. Assim, considerando estas áreas, em 2013 havia 98,13% de áreas regulares e 1,87% de irregulares; já em 2016, 97,74% de regulares e 2,26% de irregulares. Ou seja, comparado com as porcentagens de áreas sem uso consolidado, há uma diferença de 53,58 e 53,40% para áreas regulares e irregulares, respectivamente. Essa diferença expressiva se deve ao uso consolidado e não reflete a preservação das APP, comprometendo significativamente os serviços ambientais e ecossistêmicos e, em consequência, os re-

sultados socioeconômicos das atividades agrícolas na área. Nesse contexto, dos 5.660,13 ha que compõem as áreas de APP, seria necessário recuperar uma área de 3.417,47 ha, uma vez que o critério de recuperação de mata ciliares, nascentes e lagos e lagoas é distinto para essas áreas.

As áreas de RL previstas no Código foram determinadas para sub-bacia como um todo, uma vez que para a realização do mapeamento individual por propriedade, seria necessário obter dados de todas as propriedades rurais que compõem a sub-bacia hidrográfica. Considerando que a sub-bacia tem cerca de 33.000 ha e possui ampla predominância de pequenas propriedades, foi realizada sua medição como um todo. A partir de dados obtidos do CAR, foi avaliado o tamanho das propriedades, que varia em torno de 20 a 25 ha. Assim, em média, são propriedades de até 4 módulos fiscais e poucas teriam de recompor áreas já desmatadas — somente 15 m de matas ciliares de lagos e lagoas naturais e nascentes e 30 m em veredas.

Quanto à RL não seria necessária a recomposição, devido à anistia para as propriedades de até quatro módulos fiscais. As que possuem mais de 4 módulos teriam de recompor somente as áreas onde não havia uso consolidado até 22 de julho de 2008, desde que o imóvel rural esteja inscrito no CAR. Nesse cenário, o total



Past: pastagem; SE: solo exposto; Cda: cana-de-açúcar; SA: solo arado; AU: área urbana; OC: outras culturas; RE: rocha exposta.

**Figura 3 – Uso e ocupação do solo, em hectares, na sub-bacia do rio São Tomé.**

de áreas de uso consolidado é de 75,42% da sub-bacia. Nesse panorama, a implicação nos serviços ambientais é significativa, uma vez que restaria menos de 25% das áreas da sub-bacia destinadas à preservação. Assim, as áreas de nidificação ficariam restritas a alguns poucos fragmentos florestais propícios, e os serviços de provisão, regulação e suporte estariam em risco, pois o montante de áreas preservadas é insuficiente para atender às demandas ambientais e ecossistêmicas (CARVALHO, 2015).

Para fins de avaliação, uma vez que a sub-bacia está localizada na transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, foi utilizada a definição do Código para as demais regiões, ou seja, 20% da propriedade. Assim, foram aferidos os 20% de RL previstos no Código no to-

tal da sub-bacia. A área final foi de 6.599,79 ha que deveriam conter a classe de mata. Em todos os casos (2008, 2013 e 2016) a quantidade em hectares de mata é maior que 20% — 7.482,236, 7.161,595 e 6.832,02 ha, respectivamente. Como o próprio Código permite a inclusão da APP em RL, é certo afirmar que as áreas de RL estariam em conformidade com a lei na sub-bacia.

Entretanto, é necessário estimar a perda de áreas de mata correlacionando com o Código Florestal de 1965, no qual as áreas de APP não poderiam ser computadas às de RL. Utilizando o Código de 1965 como base, as APP e de RL juntas computariam 12.393,31 ha, ou seja, 37,56% da área da sub-bacia. Já com o Código de 2012, incluindo a APP dentro das áreas de RL, teríamos somente 20% da área total, uma vez que as RL excedem

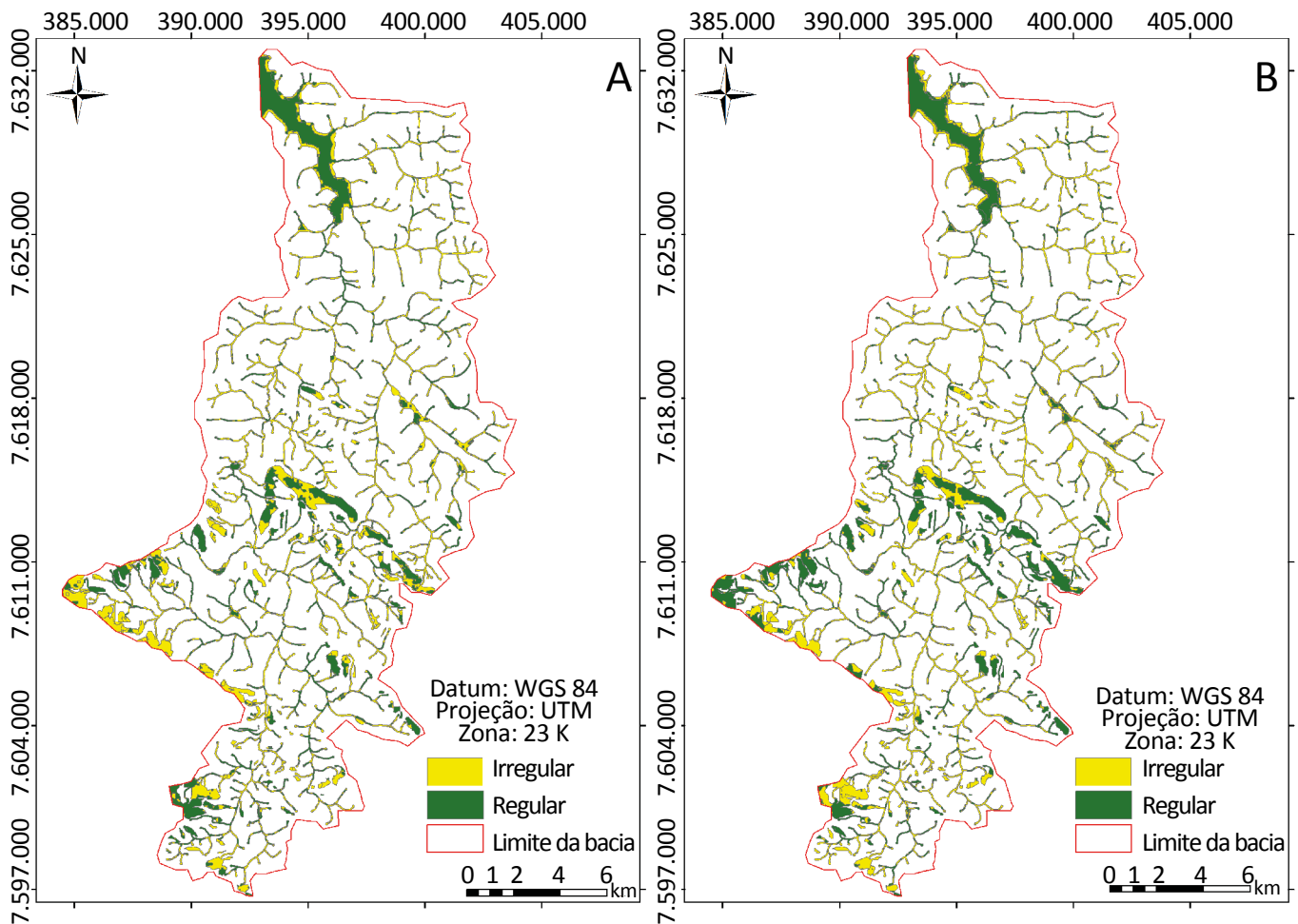


Figura 4 – Mapas de conflito no uso e na ocupação do solo na sub-bacia do rio São Tomé em (A) 2008 e (B) 2016.



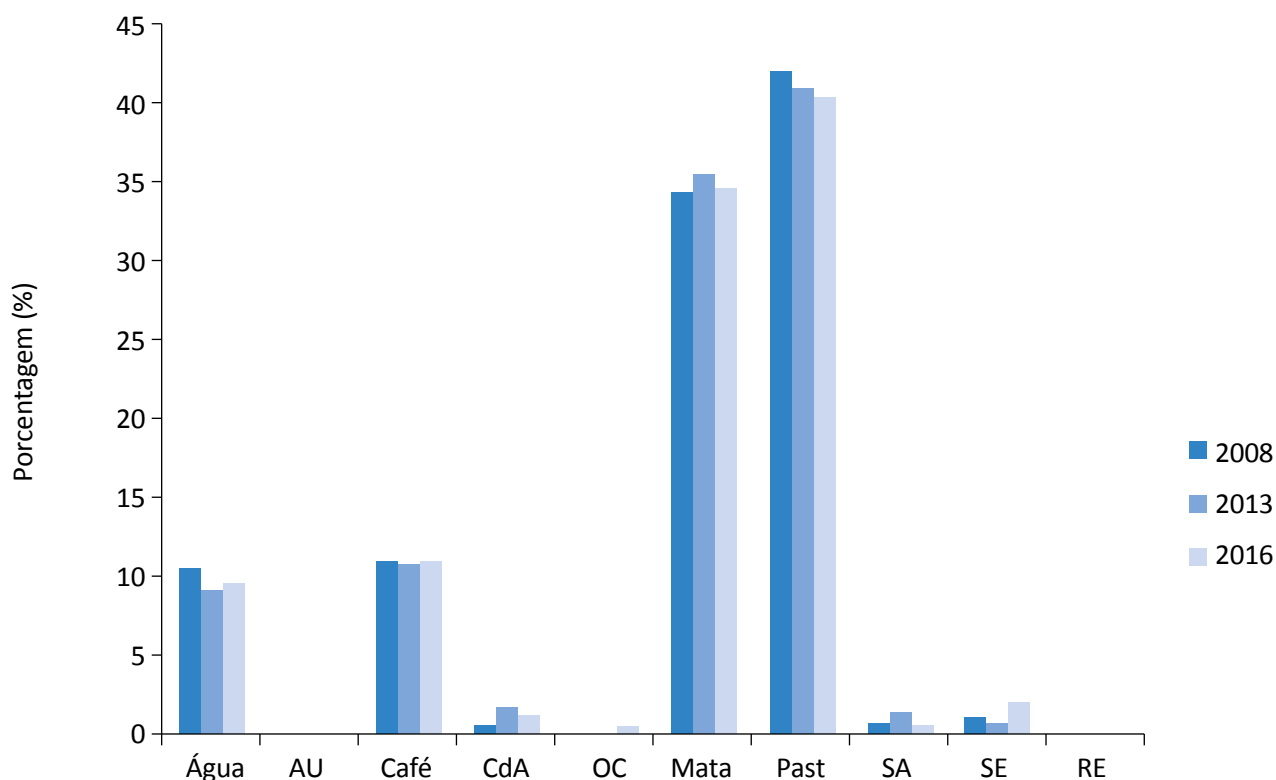
em hectares o tamanho das APP. Portanto, temos uma perda potencial de 17,56% nas áreas de matas nativas na sub-bacia.

Na sub-bacia há áreas de pastagens naturais, ou campos, de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. O Código Florestal aponta as APP como áreas protegidas, coberta ou não por VN (BRASIL, 2012). Assim, a VN caracterizada como de pastagem natural (campo) se enquadra no Código.

No Código Florestal há o conceito de área rural de uso consolidado, que seria a área de imóvel rural com ocupação antrópica anterior a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvopastoris, que admite, neste último caso, a adoção do regime de pousio, não podendo assim sofrer autuação por infrações relativas à suspensão irregular da vegetação em APP e RL, de acordo com o art. 59, § 4º, Lei n. 12.651/12 (BRASIL, 2012), caso

o proprietário tenha aderido ao Programa de Regulação Ambiental (PRA).

A partir dos mapas temáticos de uso e ocupação do solo e de APP, que deram origem ao mapa de correlação entre usos e APP, foi verificado que a inclusão do conceito de uso consolidado adequa a sub-bacia à legislação. Desconsiderando essas áreas, percebe-se que a maior parte das áreas irregulares é de pastagem para fins de uso na pecuária, mesmo não sendo a principal atividade econômica da sub-bacia. Essa atividade causa a deterioração das matas ciliares, que são essenciais, pois contribuem na conservação dos vales fluviais e na mitigação da erosão (PINHEIRO *et al.*, 2015), além de servirem como corredores ecológicos entre os fragmentos florestais. A deterioração dos fragmentos florestais leva a diversos problemas ambientais e biológicos, como dificuldade de dispersão de espécies e perda da diversidade genética, além de causar impacto nos serviços ecossistêmicos, que são responsáveis



AU: área urbana; CdA: cana-de-açúcar; OC: outras culturas; Past: pastagem; SA: solo arado; SE: solo exposto; RE: rocha exposta.

**Figura 5 – Porcentagem de uso nas áreas de preservação permanente na sub-bacia do rio São Tomé, localizada nos municípios de Alfenas, Machado e Serrania, Minas Gerais, Brasil.**

pela manutenção e fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes, qualidade da água, polinização etc. (RESENDE; FERNANDES; ANDRADE, 2014, PARRON *et al.*, 2015).

A introdução do conceito de uso consolidado, além de diminuir as áreas de florestas legalmente protegidas, caracterizou o entorno do lago da UHE de Furnas como de uso consolidado, causando enormes prejuízos ambientais e ecossistêmicos, devido à ausência de 100 m de mata ciliar. Com isso, há uma área de 3.500 ha sem cobertura vegetal, que desempenharia papel atenuador significativo do aporte de sedimentos de erosão, que assoreiam o lago, diminuindo a capacidade de armazenamento de água e a produção de energia, vitais nesses tempos de crise hídrica.

Mesmo após cinco anos da aprovação do Código, da implementação do CAR e das políticas de pagamentos por serviços ambientais, muitas áreas ainda permanecem irregulares, comprometendo a prestação de serviços ambientais (WUNDER, 2013; GODECKE; HUPFFER; CHAVES, 2014). A recuperação das APP e de RL contribuiria diretamente na diminuição do número de fragmentos florestais, pois criam corredores ecológicos e diminuem o efeito de borda. Ainda, é nos fragmentos florestais que é encontrada a maior parte da biodiversidade (SILVÉRIO NETO *et al.*, 2015). Ademais, de acordo com os autores, os fragmentos mais arredondados são menos susceptíveis ao efeito de borda e os mais alongados e estreitos mais susceptíveis. Logo, é necessário considerar o efeito de borda nas matas ciliares, que compõem as APP, que raramente é levado em consideração. Assim, Viana e Pinheiro (1998) recomendam o plantio diferenciado nas bordas das matas ciliares, ou seja, de espécies que ajudem na preservação desses fragmentos que têm fator forma baixo, como sistemas agroflorestais. A análise dos mapas evidencia a diminuição nos fragmentos florestais com mais de 50 ha na sub-bacia — em 2008 eram 29 fragmentos, que somavam 3.857,44 ha; já em 2013, o número diminuiu para 24, somando 3.415,72 ha; e em 2016, 20 fragmentos, totalizando 3.037,53 ha. Tais números representam 51,55% da área total de mata em 2008, 47,69% em 2013 e 44,46% em 2016.

Como notado nas imagens, houve um aumento no número de corredores ecológicos, principalmente na faixa central da sub-bacia, ligando diversos fragmentos, que possuem tamanhos e formas variados.

Segundo o atual Código Florestal Brasileiro, o CAR é um instrumento básico para auxiliar no processo de regularização ambiental de propriedades e posses rurais, onde são delimitadas as APP e de RL, além de áreas rurais consolidadas, entre outras. É uma ferramenta auxiliar importante para o planejamento do imóvel rural e a recuperação de áreas degradadas. O CAR fomenta a formação de corredores ecológicos e a conservação dos demais recursos naturais que contribuíram para a melhoria da qualidade ambiental. Já o pagamento por serviços ambientais é uma proposta para estimular o cuidado com os ecossistemas, funcionando como estímulo para a gestão sustentável (ELOY; COUDEL; TONI, 2013). Ainda, segundo Parron *et al.* (2015), a remuneração é sobre ações que possibilitam determinados serviços ecossistêmicos, e assim os proprietários têm direitos a créditos agrícolas e contratação de seguros agrícolas em melhores condições do que as de mercado.

Para Parron *et al.* (2015), quando os donos de terra promovem a recuperação da cobertura vegetal, eles contribuem para a redução da erosão, o aumento da captura e do armazenamento de carbono e a melhoria da qualidade dos corpos d'água. Sendo assim, os mapas de conflitos apresentados apontam para um desconhecimento, por parte dos proprietários e usuários das terras, dos benefícios ambientais e econômicos dos serviços ecossistêmicos (MURADIAN *et al.*, 2013). Como o café é a principal atividade agrícola na sub-bacia, é importante apontar os serviços ecossistêmicos de polinização. Para Priess *et al.* (2007), o café, assim como outras culturas, beneficia-se diretamente dos serviços de polinização. Assim, florestas intercaladas com paisagens agrícolas proporcionariam importantes serviços ecológicos e econômicos. Tal fato é evidenciado pelas pesquisas realizadas por De Marco e Coelho (2004), Ricketts *et al.* (2008) e Ricketts *et al.* (2004), que apontam para uma melhora de 14–50% na produção cafeeira, mediante a conservação dos fragmentos florestais, assim como dos corredores ecológicos, que são áreas propícias à nidificação e à reprodução das espécies polinizadoras. Klein, Steffan-Dewenter e Tschardtke (2003) apontaram que, quando a distância das florestas adjacentes às plantações é muito longa, há uma diminuição no conjunto de frutas, e que o crescimento do número de espécies de abelhas pode promover um aumento na produção de frutas de 60 a 90%. Logo, os proprietários rurais devem investir na

manutenção dos serviços ecossistêmicos e ambientais para conservar e aumentar a produtividade agrícola, por exemplo, a cafeeira.

Conforme averiguado, as APP são de extrema importância para os serviços ecossistêmicos, uma vez que elas afetam positivamente diversas funções ecossistêmicas, tais como proteção dos recursos hídricos, proteção do solo, regulação local do clima, conservação dos *habitats* naturais e diversidade biológica, além de suas funções econômica e social (CHAIKAEW; HODGES; GRUNWALD, 2017). Assim, é necessária a realização de mais trabalhos focados no uso e na ocupação dos solos, uma vez que tais mudanças têm efeitos significativos nos ciclos biogeoquímicos, no aquecimento global, na erosão, no uso sustentável e na polinização.

Assim, a flexibilização das intervenções excepcionais em APP (AZEVEDO, 2013) e a diminuição das APP e de RL exercem efeito negativo nos serviços ambientais e

ecossistêmicos que são prestados por essas áreas, uma vez que foi verificado que elas diminuíram por conta da permissibilidade do novo Código. Deve-se não apenas regularizar as porções irregulares — seja através de punições ou a partir de pagamentos por serviços ambientais —, mas também continuar a realização de pesquisas com foco nessa lei e suas contribuições nos serviços ambientais e ecossistêmicos, já que as áreas destinadas à preservação vem diminuindo desde a aprovação do Código de 2012 (PEREIRA, 2013).

Para tanto, mesmo com a implementação do CAR, que tem prazo máximo para 31 de maio de 2018, que visa à regularização das propriedades e busca a manutenção das áreas destinadas à preservação, observou-se que mesmo se os proprietários cumprissem todas as exigências, ainda assim as APP e de RL seriam insuficientes na manutenção dos serviços ecossistêmicos e ambientais, uma vez que a diferença do montante dessas áreas é muito grande em relação ao Código anterior.

## CONCLUSÕES

O Código Florestal de 2012 é menos rigoroso do que o anterior, no que diz respeito à preservação dos recursos florestais. Apresenta, na área, uma diferença de cerca de 53% em APP e 17,56% em RL não contempladas. Assim, a introdução das normas de áreas de uso consolidado, de inclusão de APP no cálculo da área de RL, de medidas de matas ciliares a partir da borda da calha do leito regular, entre outros fatores, levou as áreas que eram de proteção a perderem esse *status* e se tornarem regiões exploráveis, reduzindo drasticamente as áreas destinadas à preservação legal.

Em termos ambientais, o Código Florestal de 2012 representou um forte retrocesso nas leis ambientais do país, diminuindo as APP e de RL e, por consequência, os serviços ambientais e ecossistêmicos prestados.

O novo Código contribui para a degradação de áreas previamente preservadas com a inclusão de APP em RL, não estimula a recuperação de APP degradadas em função do conceito adotado de uso consolidado e, em termos legais, representa um retrocesso na legislação ambiental e promove a própria degradação dos recursos florestais do país.

Diante do exposto, é necessária uma revisão do Código, com vistas à preservação dos biomas e dos serviços ambientais e ecossistêmicos prestados, já que o foco principal do novo Código é o agronegócio, e não a preservação ambiental, uma vez que permitiu que áreas destinadas à preservação fossem substituídas por outros usos a partir do conceito de uso consolidado.

## REFERÊNCIAS

- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar? *Sustentabilidade em Debate*, v. 4, n. 1, p. 43-58, 2013. <http://dx.doi.org/10.18472/SustDeb.v4n1.2013.9199>
- AZEVEDO, R. E. S. O novo Código Florestal e a flexibilização das intervenções excepcionais em Áreas de Preservação Permanente. *Direito Ambiental e Sociedade*, v. 3, n. 1, p. 46-64, 2013.

BRASIL. Código Florestal. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União*, 2012.

CARVALHO, D. W. Os serviços ecossistêmicos como medidas estruturais para prevenção dos desastres. *Revista de Informação Legislativa*, v. 52, n. 206, p. 53-65, 2015.

CHAIKAEW, P.; HODGES, A. W.; GRUNWALD, S. Estimating the value of ecosystem services in a mixed-used watershed: a choice experiment approach. *Ecosystem Services*, v. 23, p. 228-237, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.015>

COSTANZA, R.; GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIARAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, v. 28, p. 1-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

COSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.D.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

CRÓSTA, A. P. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Campinas: IG/UNICAMP, 2002, 170p.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity & Conservation*, v. 13, n. 7, p. 1245-1255, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019402.51193.e8>

ELOY, L.; COUDEL, E.; TONI, F. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. *Sustentabilidade em Debate*, v. 4, n. 1, p. 21-42, 2013. <http://dx.doi.org/10.18472/SustDeb.v4n1.2013.9198>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos*. Rio de Janeiro, 1979. 83 p. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1.)

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). *Mapa de solos do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49 p. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>>. Acesso em: 20 fev. 2017.

GODECKE, M. V.; HUPFFER, H. M.; CHAVES, I. R. O futuro dos Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil a partir do novo Código Florestal. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 31, p. 31-42, 2014. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v31i0.34896>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Carta Topográfica do Município de Alfenas (FOLHA SF 23-I-I-3), Município de Areado (FOLHA SF 23-V-D-I-4), Município de Campestre (FOLHA SF 23-V-D-IV-2), Município de Machado (FOLHA SF 23-I-III-1)*. Rio de Janeiro: IBGE, 1970.

\_\_\_\_\_. *Cidades*. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 11 dez. 2017.

KLEIN, A.-M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 270, n. 1518, p. 955-961, 2003. <https://dx.doi.org/10.1098/rspb.2002.2306>

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press, 2005.

MURADIAN, R.; ARSEL, M.; PELLEGRINI, L.; ADAMAN, F.; AGUILAR, B.; AGARWAL, B.; CORBERA, E.; EZZINE DE BLAS, D.; FARLEY, J.; FROGER, G.; GARCIA-FRAPOLLI, E.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GOWDY, J.; KOSOY, N.; LE COQ, J. F.; LEROY, P.; MAY, P.; MERAL, P.; MIBIELLI, P.; NORGAARD, R.; OZKAYNAK, B.; PASCULA, U.; PENGUE, W.; PEREZ, M.; PESCHE, D.; PIRARD, R.; RAMOS-MARTIN, J.; RIVAL, L.; SAENZ, F.; VAN HECKEN, G.; VATN, A.; VIRA, B.; URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, v. 6, n. 4, p. 274-279, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Colombo: Embrapa Florestas, 2015.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, v. 11, p. 1633-1644, 2007. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

PEREIRA, V. C. O novo Código Florestal Brasileiro: dilemas da consciência ecológica em torno da proteção ambiental. *Ambiente & Educação*, v. 18, n. 1, p. 211-228, 2013.

PINHEIRO, M. H. O.; CARVALHO, L. N.; ARRUDA, R.; GUILHERME, F. A. G. Consequences of suppressing natural vegetation in drainage areas for freshwater ecosystem conservation: considerations on the new “Brazilian forest code”. *Acta Botanica Brasilica*, v. 29, n. 2, p. 262-269, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb0031>

PRIESS, J. A.; MIMLER, M.; KLEIN, A. M.; SCHWARZE, S.; TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecological Applications*, v. 17, n. 2, p. 407-417, 2007.

RESENDE, F. M.; FERNANDES, G. W.; ANDRADE, D. C. A perigosa deterioração dos serviços de ecossistemas. *Scientific American Brasil*, v. 140, p. 70-75, 2014.

RICKETTS, T. H.; DAILY, G.C.; EHRlich, P.R.; MICHENER, C.D. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n. 34, p. 12579-12582, 2004. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405147101>

RICKETTS, T. H.; REGETZ, J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; BOGDANSKI, A.; GEMMILL-HERREN, B.; GREENLEAF, S. S.; KLEIN, A. M.; MAYFIELD, M. M.; MORANDIN, L. A.; OCHIENG, A.; POTTS, S. G.; VIANA, B. F. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, v. 11, p. 499-515, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>

RORIZ, P. A. C.; FEARNside, P. M. A construção do Código Florestal Brasileiro e as diferentes perspectivas para a proteção das florestas. *Novos Cadernos NAEA*, v. 18, n. 2, 2015. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v18i2.1866>

SANTOS FILHO, A. O.; RAMOS, J. M.; OLIVEIRA, K.; NASCIMENTO, T. A evolução do Código Florestal Brasileiro. *Caderno de Graduação-Ciências Humanas e Sociais-UNIT*, v. 2, n. 3, p. 271-290, 2015.

SHAPIRO, J.; BÁLDI, A. Accurate accounting: how to balance ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services*, v. 7, p. 201-202, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.01.002>

SILVA, A. C.; SILVA, I. C.; PIMENTA, C. J.; TANURE, E. L.; CAMPOS, J. C.; MIRANDA, J. M. PIMENTA, M. E. S. G.; LANDGRAF, P. R. C.; MENDONÇA, R. S.; PEREIRA, R. C. Desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica do rio São Tomé. *Gestão de Extensão e Estudos Independentes*. In: FÓRUM DE EXTENSÃO UNIVERSITÁRIA, 1., 2011. *Anais...* 2011. 9p.

SILVÉRIO NETO R.; BENTO, M. C.; MENEZES, S. J. M. C.; ALMEIDA, F. S. Caracterização da Cobertura Florestal de Unidades de Conservação da Mata Atlântica. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 2, p. 32-41. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.058013>

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246663>

SOUSA, D. G.; MINCATO, R. L.; KAWAKUBO, F. S. Análise multitemporal do uso da terra utilizando imagens Landsat-5 TM da região de Alfenas, Sul de Minas Gerais, visando a conservação de fragmentos florestais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 5, p. 1482-1492, 2015.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; KLUG, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos CEBRAP*, n. 89, p. 111-135, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-33002011000100007>

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO (UFRJ); SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). *Mapa Geológico de Alfenas*. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil, 2010. Escala 1:100.000

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

WUNDER, S. When payments for environmental services will work for conservation. *Conservation Letters*, v. 6, n. 4, p. 230-237, 2013. <https://doi.org/10.1111/conl.12034>

