

## Ensino e Geografia

# Identificação de áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa, com o auxílio da modelagem espacial multicriterial, na bacia do rio Buranhém

Identification of priority areas for the native vegetation recovery, with the aid of multicriterial spatial modelling, in the Buranhém watershed

Samuel Dias Santos<sup>I</sup> , Allívia Rouse Carregosa Rabbani<sup>II</sup> ,  
Leonardo Thompson da Silva<sup>II</sup> , Maria Otávia Silva Crepaldi<sup>III</sup> 

<sup>I</sup>Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Eunápolis, BA, Brasil

<sup>II</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, Porto Seguro, BA, Brasil

<sup>III</sup>Instituto de Pesquisas Ecológicas, Porto Seguro, BA, Brasil

## RESUMO

As alterações no uso da terra provocam diversos impactos na dinâmica de uma bacia hidrográfica. No entanto, existem áreas que são passíveis de uso, e outras que não poderiam ter sido desmatadas, devido às suas restrições legais e à sua importância ambiental para a manutenção dos ecossistemas, sendo necessário recuperá-las, caso estejam degradadas. Neste sentido, o objetivo deste estudo consistiu em identificar as áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa na bacia do Rio Buranhém, nos estados de Minas Gerais e Bahia, a partir do uso da modelagem espacial multicriterial. Foram selecionados dez critérios, cujos aspectos legais e ambientais conferem a determinadas áreas maiores restrições de uso, em função da sua fragilidade ambiental ou da sua importância para a conservação das espécies e da paisagem natural, fazendo com que essas áreas sejam prioritárias para a recuperação, caso estejam degradadas. Os pesos dos critérios selecionados foram estabelecidos por meio do Processo Analítico Hierárquico (AHP). Foi utilizada a álgebra de mapas com o método da Combinação Linear Ponderada (CLP), resultando na elaboração de um mapa-síntese com a hierarquização das áreas prioritárias para a recuperação.

**Palavras-chave:** Áreas degradadas; Flora; Álgebra de mapas; Combinação linear ponderada

## ABSTRACT

---

Changes in land use have several impacts on the dynamics of a watershed. However, there are areas that are amenable to use, and others that could not have been deforested, due to its legal restrictions and its environmental importance for the maintenance of ecosystems, being necessary to recover them, if they are degraded. In this sense, the objective of this study was to identify the priority areas for the recovery of native vegetation in the Buranhém watershed, in the states of Minas Gerais and Bahia, using multicriterial spatial modelling. Ten criteria were selected, whose the legal and environmental aspects of which give certain areas greater use restrictions, due to their environmental fragility or their importance for the conservation of species and the natural landscape, making these areas a priority for recovery, if they are degraded. The weights of the selected criteria were established using the Hierarchical Analytical Process (AHP). Map algebra was used with the Weighted Linear Combination (CLP) method, resulting in the elaboration of a synthesis map with the hierarchy of the priority areas for recovery.

**Keywords:** Degraded areas; Flora; Map algebra; Weighted linear combination

## 1 INTRODUÇÃO

Os desmatamentos e a alteração no uso da terra interferem em todo o ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica, (ARAÚJO, 2010), além de reduzir a sua biodiversidade, contaminar lençóis freáticos e rios pelos insumos químicos usados nas atividades agropecuárias (FOLEY *et al.*, 2005; SMITH, 2003).

O reflorestamento de áreas prioritárias em bacias hidrográficas tem se revelado eficaz em aumentar a produção de água de boa qualidade (MAFRA *et al.*, 2020), além de restaurar processos ecológicos essenciais à manutenção da vida silvestre e do bem-estar humano (PIRES-LUIZ; STEINKE, 2019), pois as florestas geram importantes serviços ecossistêmicos, como a provisão de alimentos, de regulação climática, proteção do solo, e outros (ANDRADE; ROMEIRO, 2009).

A restauração da vegetação nativa em áreas de fragilidade ambiental situadas nos topos de morros, em áreas declivosas e no entorno de nascentes e rios se justifica, porque reduz os efeitos da erosão, diminuindo os prejuízos ambientais e financeiros dos imóveis rurais e urbanos, além de possibilitar a formação de corredores ecológicos, conectando espaços protegidos e fragmentos

florestais (FRANÇA *et al.*, 2016; 2018), permitindo o fluxo gênico das espécies e facilitando a recuperação de áreas degradadas (SCHAFFER *et al.*, 2011).

Nesse contexto, a bacia do rio Buranhém, situada nos estados de Minas Gerais e Bahia, foi escolhida para este estudo devido à sua diversidade de paisagens, pois possui expressivos fragmentos florestais da Mata Atlântica, unidades de conservação (UCs), terras indígenas (TIs), áreas tombadas, dentre outras peculiaridades geoambientais, ideais para uma análise multicriterial.

Nesta bacia houve um intenso processo de desmatamento a partir da década de 1960, com a abertura da BR-101 (SETTE, 2009), tornando as pastagens como a principal classe de uso da terra, desde a década de 1980 (SILVA, 2019).

A fragmentação da paisagem é uma ameaça à biota dessa bacia, pois, segundo Banks-Leite *et al.* (2014), para manter as comunidades de vertebrados em uma paisagem na Mata Atlântica, é necessário que 30% do seu habitat nativo esteja preservado, pois os fragmentos florestais podem não dispor de alimento suficiente para essas comunidades, ou ainda provocar o isolamento reprodutivo, com efeitos genéticos deletérios e risco de extinção (BRANCALION *et al.*, 2016).

Por esse motivo, se faz necessário conservar as florestas da região, como também, solucionar os passivos ambientais existentes. Ainda que existam áreas desmatadas passíveis de uso, existem aquelas que não poderiam estar sendo utilizadas, daí a necessidade de identificar quais dessas áreas precisam ser reflorestadas, em razão das suas condições ambientais e restrições legais de uso.

Partindo do conceito estabelecido no artigo 4º, inciso I, da Instrução Normativa nº 4 (IBAMA, 2011), este estudo considerou como degradada, a área desprovida de vegetação nativa e cujo uso impede a sua regeneração natural.

A seleção dos dez critérios utilizados na modelagem levou em consideração aspectos legais, ambientais e da paisagem, além de fatores que favoreçam a formação de corredores ecológicos. Tais características fazem com que essas áreas sejam prioritárias para a recuperação e, caso estejam degradadas, o poder público

dispõe de respaldo legal para imputar aos seus responsáveis a obrigação de recuperá-las ou pode destinar recursos para esta finalidade.

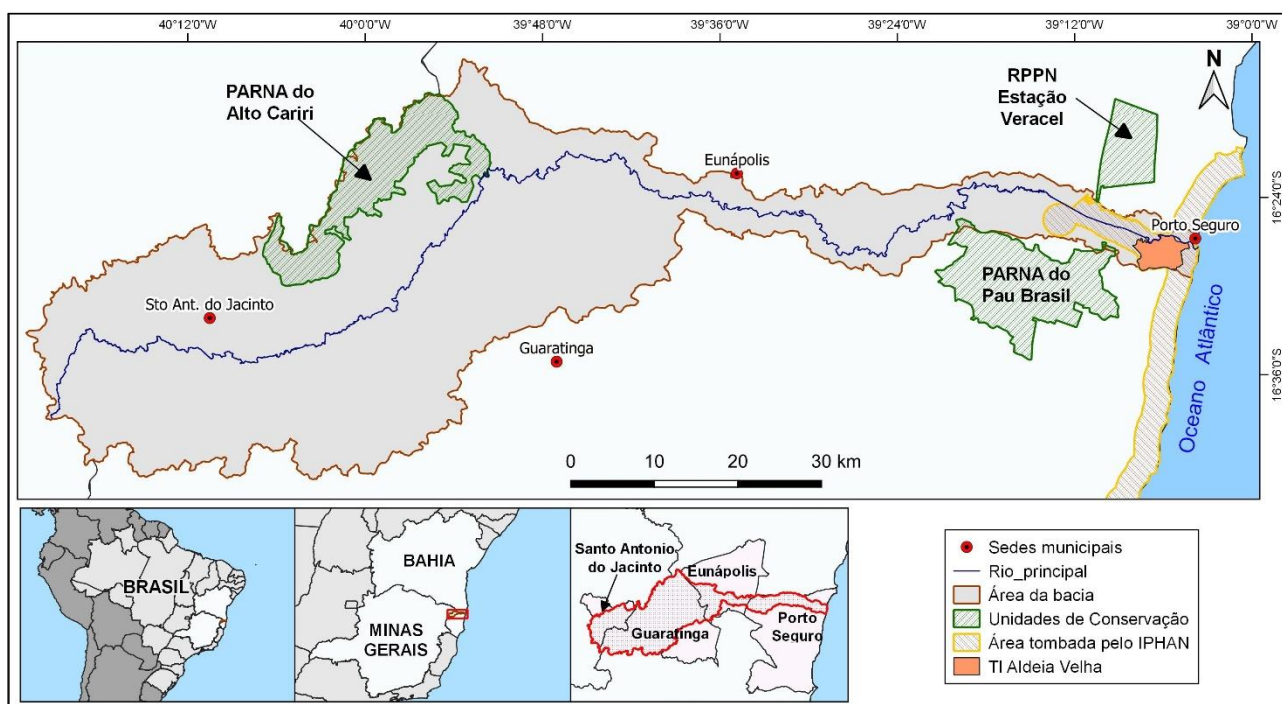
Portanto, o objetivo deste estudo consistiu em identificar as áreas degradadas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa em bacias hidrográficas, a partir do uso da modelagem espacial multicriterial, tendo a bacia hidrográfica do rio Buranhém (BHRB) como estudo de caso.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Localização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Buranhém possui uma área de 2.587km<sup>2</sup> ou 258.700ha e seu rio principal nasce no município de Santo Antônio do Jacinto, em Minas Gerais, atravessa os municípios baianos de Guaratinga, Eunápolis e Porto Seguro, onde deságua no Oceano Atlântico (figura 1).

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Buranhém



Fonte: IBGE (2016); ICMBIO (2019); elaborado pelos autores (2020). Datum: SIRGAS-2000

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008; 2012), a área dessa bacia está inserida no bioma Mata Atlântica, incluindo os ecossistemas a ela associados, como a vegetação de restinga e os manguezais.

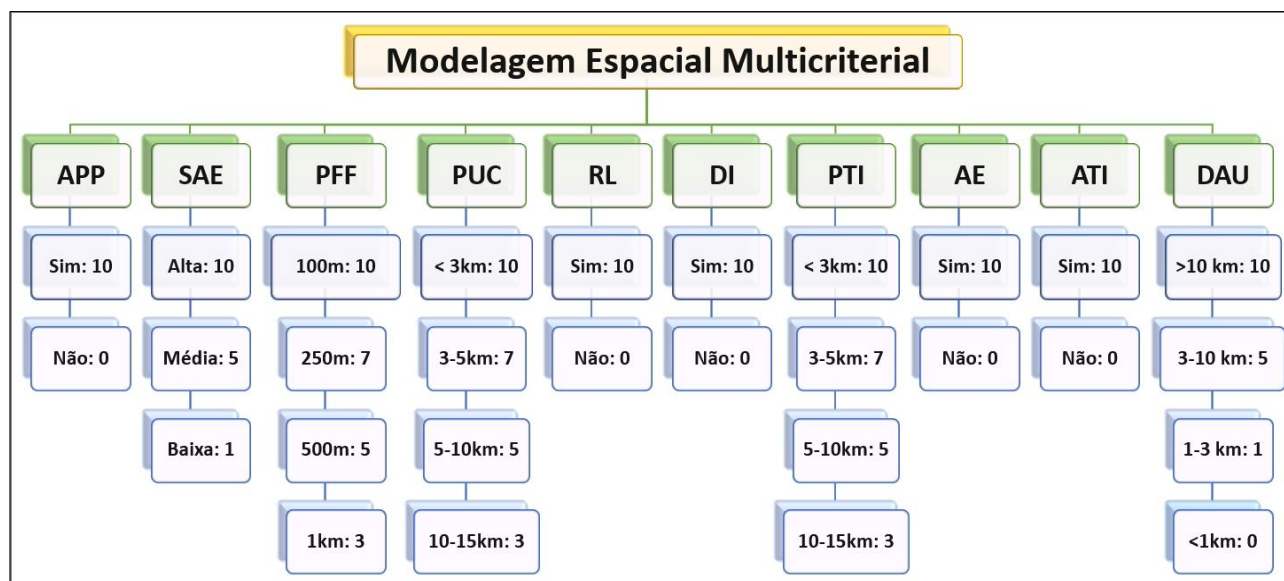
Para elaborar os mapas foi utilizado o programa QGIS, versão Madeira LTR 3.4 (QGIS, 2019), tendo como *datum* o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS-2000, 2019) e a projeção cartográfica Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 24S.

## **2.2 Critérios utilizados na identificação de áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa, na bacia do rio Buranhém**

Para realizar a modelagem foram selecionados critérios cujos aspectos legais e ambientais conferem a determinadas áreas maiores restrições de uso, em função de possuir atributos como: fragilidade ambiental (áreas de preservação permanente - APPs, áreas suscetíveis à erosão); relevância para a conservação das espécies e da paisagem natural (UCs, reservas legais, fragmentos florestais); importância estratégica para formação de corredores ecológicos (APPs, fragmentos florestais, UCs); existência de passivos ambientais (áreas embargadas ou desmatadas ilegalmente); valor histórico, etnográfico e paisagístico (terras indígenas e áreas tombadas); menor interferência antrópica na recuperação da vegetação (distância de áreas urbanas).

Para cada critério foi elaborado um plano de informação ou camada raster, a partir dos dados obtidos em portais na internet. Para as classes mapeadas foram estabelecidos pesos relacionados à sua influência ou importância para a priorização de áreas degradadas (figura 2).

Figura 2 – Esquema dos critérios, classes e pesos utilizados na modelagem espacial



Fonte: Autores (2020)

### 2.2.1 Áreas de preservação permanente (APP)

As áreas de preservação permanente (APPs) são definidas conforme a Lei Federal nº. 12.651/2012 (BRASIL, 2012), sendo que as classes de APPs existentes na bacia do Buranhém foram identificadas a partir do estudo realizado por Santos *et al.* (2021), em função das suas características hidrográficas (margens de rios e nascentes), ecossistêmicas (manguezal e restinga) e topográficas (topo de morros e encostas com declividade acima de 45°). Estas áreas foram incluídas na modelagem por serem de maior fragilidade ambiental, onde é maior o risco de erosão, e pela possibilidade de atuarem como corredores ecológicos.

Foi estabelecido peso 10 para as áreas degradadas situadas dentro nas APPs mapeadas e peso 0 (zero) para as áreas não incluídas nesse critério.

### 2.2.2 Suscetibilidade à erosão (SAE)

O mapeamento desse critério permitiu indicar as áreas mais propensas à erosão do solo, reforçando a necessidade de recuperá-las para que as condições de sua degradação não sejam ainda mais agravadas com os efeitos erosivos.

Foi utilizada a metodologia adotada por Montañó (2002), Sousa (2013), Santos (2015), Silva e Oliveira (2015), para elaborar o mapa com as classes de suscetibilidade erosiva, ou de predisposição natural do solo à erosão. Essa metodologia inclui o fator declividade do terreno, que influencia na velocidade do escoamento da água e na sua capacidade erosiva (COUTINHO *et al.*, 2014); e o fator pedológico, cujas características dos solos, como permeabilidade e textura, os tornam mais ou menos propensos a serem desagregados e transportados pelos agentes erosivos (ROSS, 2011; PINTO *et al.*, 2015).

O arquivo vetorial dos tipos de solos da bacia foi obtido no portal Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE, 2020), em escala 1:100.000. Já para gerar o mapa de declividade, segundo a classificação da EMBRAPA (2018), foi utilizado o MDE ALOS PALSAR RT1 (ASF, 2015).

Com relação ao critério suscetibilidade à erosão, a partir dos dados pedológicos obtidos no site do INDE (2020) e das informações topográficas extraídas do MDE ALOS PALSAR RT1 (ASF, 2015) foram elaborados dois mapas preliminares de solos e de declividade, cujas classes foram estabelecidas conforme a sua menor ou maior predisposição à erosão (tabelas 1 e 2).

Tabela 1 – Erodibilidade dos solos da bacia do Buranhém

<b>Tipo de solo</b>	<b>Erodibilidade</b>	<b>Peso</b>
Latosolos	Baixa	1
Espodossolo (hidromorfo)	Baixa	1
Gleissolo háplico (planície)	Baixa	1
Neossolo (planície)	Baixa	1
Argissolos	Média	2
Cambissolo háplico	Alta	3
Afloramento rochoso (litossolo)	Alta	3

Fonte: ROSS (2011); SALOMÃO (1999) apud SILVA e OLIVIERA (2015); adaptado pelos autores (2020)

Tabela 2 – Suscetibilidade à erosão em função da declividade na bacia do Buranhém

Declividade %	Relevo	Suscetibilidade	Peso
0 a 3	Plano	Baixa	1
3 a 8	Suave ondulado		
8 a 20	Ondulado	Média	2
20 a 45	Forte ondulado		
45 a 75	Montanhoso	Alta	3
> 75	Escarpado		

Fonte: EMBRAPA (2018); SILVA e OLIVIERA, 2015; adaptado pelos autores (2020)

Os mapas preliminares gerados foram rasterizados, seguido do cruzamento matricial com o uso da Calculadora Raster, resultando no mapa síntese de suscetibilidade à erosão, o qual foi reclassificado em três categorias conforme a sua menor ou maior predisposição à erosão.

Neste critério foi estabelecido peso 10 para as áreas com alta suscetibilidade à erosão; peso 5 para média suscetibilidade; e peso 1 para as áreas com baixa suscetibilidade à erosão.

### 2.2.3 Proximidade e tamanho dos fragmentos florestais (PFF)

A identificação dos fragmentos florestais nativos existentes na BHRB foi feita a partir do mapeamento realizado por Santos *et al.* (2021), a partir da vetorização manual dos fragmentos florestais maiores que 1ha (um hectare).

Com base no modelo utilizado por Freire *et al.* (2019), foram criadas faixas ou *buffers* em função do tamanho e da distância do fragmento florestal, estabelecendo peso 10 para as áreas situadas na faixa de 100 m de distância dos fragmentos florestais com tamanho acima de 1ha; peso 7 para a faixa de 250m de distância dos fragmentos maiores que 10ha; peso 5 para a faixa de 500m de distância dos fragmentos maiores que 100ha; peso 3 para a faixa 1km dos fragmentos maiores que 500ha; peso 0 (zero) para as demais áreas.



Assim, os pesos de cada classe foram estabelecidos em função da proximidade e do tamanho do fragmento florestal, pois, quanto maior o fragmento, mais classes de proximidade terá e maior será a prioridade de recuperação do seu entorno, favorecendo a conexão daqueles mais significativos.

Com isso, o resultado deste mapeamento destaca as áreas que interligam os fragmentos florestais mais próximos e mais expressivos em tamanho. Além disso, a fusão das classes deste critério com as outras classes dos demais critérios no mapa final, em especial as áreas de preservação permanente, reserva legal e áreas protegidas (UCs e terras indígenas) reforçará a priorização das áreas que favoreçam a formação de corredores ecológicos entre elas.

#### 2.2.4 Proximidade a unidades de conservação (PUC)

Os arquivos vetoriais contendo as poligonais das unidades de conservação (UCs) foram obtidos no site do ICMBio (2019). Foi utilizada a ferramenta *Buffer* para criar quatro classes com base na sua faixa de proximidade a essas UCs, sendo que a classificação por pesos se baseou no modelo adotado por Borges (2017), estabelecendo peso 10 para as áreas situadas no interior da UC ou até 3km desta; peso 7 para as áreas situadas entre 3km a 5km da UC; peso 5 para a faixa entre 5km a 10km de distância; e peso 3 para distâncias entre 10km a 15km; peso 0 (zero) para as demais áreas.

#### 2.2.5 Áreas de Reserva Legal (RL)

Segundo a Lei nº. 12.651/2012, a Reserva Legal (RL) é a área da propriedade rural destinada a manter a cobertura vegetal nativa com percentuais mínimos conforme a região e o bioma, sendo de 20% para os imóveis situados no domínio da Mata Atlântica (BRASIL, 2012).

Os arquivos contendo a delimitação das RLs e dos imóveis rurais situados na BHRB foram obtidos no site do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural

(SICAR, 2020). Com isso foi estabelecido peso 10 para as áreas degradadas situadas dentro das áreas das RLs, e peso 0 (zero) para as demais áreas.

### 2.2.6 Desmatamentos ilegais (DI)

As áreas desmatadas ilegalmente na BHRB foram mapeadas considerando as alterações na cobertura vegetal nativa a partir do marco legal estabelecido no artigo 5º, da Lei Federal nº. 11.428, de 22 de dezembro de 2006, no qual a vegetação nativa da Mata Atlântica não perderá a sua classificação nos casos de desmatamento ou qualquer outra intervenção não autorizada (BRASIL, 2006). Portanto, essas áreas não são passíveis de uso nas atividades agropecuárias, uma vez que possuem as mesmas restrições legais que a floresta viva, cuja supressão é admitida apenas nos casos excepcionais de utilidade pública ou interesse social, conforme os artigos 14 e 3º, incisos VII e VIII, da referida lei (BRASIL, 2006).

Para tanto, foram utilizados os dados vetoriais referentes ao mapeamento da vegetação nativa, disponibilizados pelo Projeto Mapbiomas (2006) e pelo Fórum Florestal da Bahia (2007). Para a validação e retificação dos dados secundários obtidos foram utilizadas imagens do satélite CBERS-2B, com resolução espacial de 20 metros e disponibilizadas no portal do INPE (2007).

Dessa forma, foi realizada a comparação entre os remanescentes florestais que existiam na época em que passou a vigorar o marco legal em questão, e os fragmentos florestais que atualmente existem, mapeados a partir das imagens Sentinel-2 (USGS, 2019). Dessa forma, foram identificadas as áreas onde houve supressão da vegetação nativa, dentro do intervalo de tempo das imagens utilizadas e que constituem passivos ambientais que necessitam ser recuperados.

Com isso, foi estabelecido peso 10 para as áreas ilegalmente desmatadas no período, e peso 0 (zero) para as áreas que não se enquadram no critério.

### 2.2.7 Proximidade a terras indígenas (PTI)

O arquivo com a poligonal das terras indígenas (TIs) foi obtido no *site* da Fundação Nacional do Índio (FUNAI, 2019). Para este critério, foi adotada a mesma classificação por peso utilizada no critério das UCs, estabelecendo peso 10 para as áreas situadas no interior da TI ou a até 3km desta; peso 7 para as áreas entre 3km a 5km; peso 5 para a faixa entre 5km a 10km; e peso 3 para distâncias de entre 10km a 15km; peso 0 (zero) para as demais áreas.

### 2.2.8 Áreas embargadas (AE)

A identificação das áreas embargadas administrativamente pelos órgãos de meio ambiente na BHRB, foi feita a partir dos arquivos (polígonos) disponibilizados para *download* nos *sites* do IBAMA (2020) e do ICMBio (2020), sendo estabelecido peso 10 para as áreas situadas dentro das poligonais sob embargo, e peso 0 (zero) para as áreas que não se enquadram no critério.

As informações obtidas no site do ICMBio, não constam as poligonais dessas áreas, há apenas vetores de pontos indicando a sua localização, por esse motivo, não foram incluídas no mapeamento.

Quanto aos embargos feitos pelo órgão estadual, o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), ao ser consultado pelos canais de acesso à informação, respondeu que não possui os dados solicitados de forma sistematizada e que estão adotando providências para viabilizá-los.

Portanto, foram utilizados para este critério apenas os vetores de polígonos referentes às áreas embargadas pelo IBAMA (2020), sendo também descartadas as áreas identificadas apenas por um vetor de ponto.

### 2.2.9 Área tombada pelo IPHAN (ATI)

Uma parte do município de Porto Seguro é tombada pelo IPHAN, onde há normas de uso que visam proteger essa área de impactos negativos ao acervo natural e paisagístico especialmente protegido, em função do seu valor histórico, conforme a legislação correlata (BRASIL, 1973).

O mapeamento da área tombada foi realizado a partir do memorial descritivo da Certidão de Tombamento (IPHAN, 2004), e da poligonal rerratificada pela Portaria Ministerial nº. 140/2000, no Diário Oficial da União (BRASIL, 2000), sendo estabelecido peso 10 para as áreas situadas dentro da poligonal do tombamento e peso 0 (zero) para as áreas situadas fora da poligonal.

### 2.2.10 Distância de áreas urbanas (DAU)

O mapeamento das áreas urbanas consolidadas, definidas no artigo 16-C, § 2º, V, da Lei Federal nº. 9.636/98 (BRASIL, 1998), foi realizado a partir das imagens de alta resolução disponibilizadas pelo *Google Satellite* e *Bing Satellite*, acessíveis pelo complemento *QuickMapServices* 0.19.10.1 (NEXTGIS, 2019), no QGIS.

Conforme modelo usado por Borges (2017), foram criados *buffers*, estabelecendo peso 10 para áreas situadas a mais de 10km de distância das áreas urbanas; peso 5 para as áreas situadas entre 3 a 10km; peso 1 para as áreas situadas entre 1 a 3km; e peso 0 (zero) para distâncias menores que 1km.

Dessa forma, quanto menor for a distância entre as classes e as áreas urbanas, menor será a sua prioridade de recuperação, pois, existe a possibilidade de ocorrer expansões futuras dos núcleos urbanos e o conseqüente aumento da interferência antrópica nas suas proximidades.

## 2.3 Modelagem espacial multicriterial

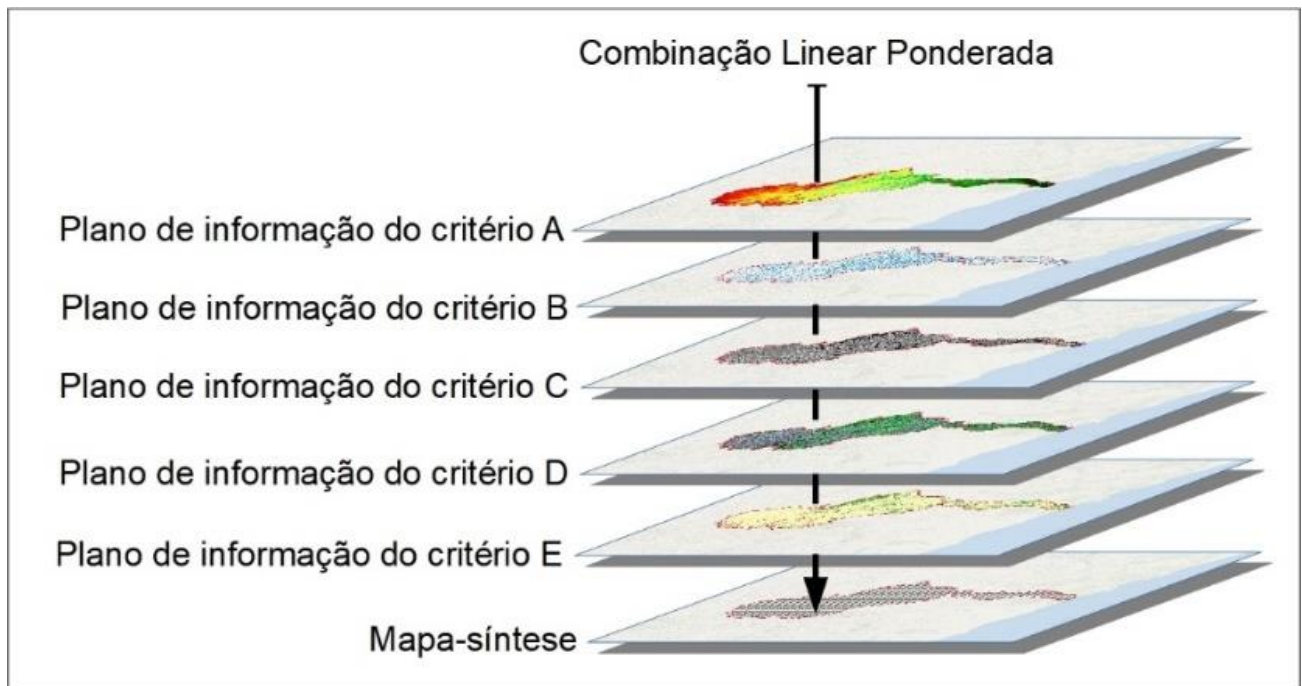
A Análise de Multicritérios ou Análise Hierárquica de Pesos se baseia na lógica da construção de um SIG, pois consiste no uso de técnicas de análises aplicadas em problemas espaciais para apoiar uma determinada tomada de decisão em um ambiente complexo de variáveis e combinações de camadas de informação, sendo por isso também conhecida como modelagem espacial multicriterial (MOURA, 2007; ARAÚJO; NÓBREGA, 2016).

Na análise multicriterial os critérios são representados por pesos, cujos valores podem ser estabelecidos pelo método *Analytic Hierarchy Process* (AHP) proposto por Thomas Saaty (SAATY, 1991; MAFRA et al., 2020), o qual avalia, a partir da comparação par a par em uma matriz de decisão, qual critério é mais importante que o outro em relação ao objetivo proposto (MOURA, 2007; PORATH, 2014; CASTRO et al., 2015; ARAÚJO; NÓBREGA, 2019). Esse método minimiza a subjetividade das decisões humanas ao aplicar regras matemáticas mais precisas no processo de comparação e atribuição de pesos às variáveis para determinar prioridades, algo crucial quando envolve diferentes alternativas na tomada de decisão (FERREIRA JÚNIOR; OLIVEIRA; NÓBREGA, 2016).

Os pesos resultantes da comparação pareada na matriz de decisão são utilizados em um novo processo, o método da Combinação Linear Ponderada (CLP), que consiste em multiplicar os pesos de cada critério pelos valores dos pixels que compõem cada camada matricial ou plano de informação em formato raster, e então, somar os resultados, gerando o modelo final ou mapa-síntese que é a resposta para o problema estudado (CASTRO et al., 2015; FREIRE, 2017).

Desta forma, o método da CLP se utiliza da álgebra de mapas, que consiste em processos matemáticos realizados por algoritmos de um SIG, que sobrepõe camadas de informações, resultando na elaboração de um mapa síntese ou novo modelo cartográfico (figura 3) (SOARES FILHO, 2000; SILVA; MACHADO, 2014).

Figura 3 – Esquema da Combinação Linear Ponderada usada na modelagem



Fonte: Autores (2020)

Antes de aplicar o método CLP é necessário padronizar os planos de informação referentes a cada critério utilizado na modelagem. Para tanto, deve ser criado na Tabela de atributos dos arquivos vetoriais referente aos critérios adotados, um novo campo denominado de Peso, onde em cada classe desse critério é atribuído o seu peso, cujo valor pré-estabelecido varia conforme a sua relevância ou influência para a recuperação das áreas degradadas, de modo que, quanto maior for essa relevância, maior será o peso atribuído a essa classe.

Convém informar sobre a necessidade de estabelecer peso 0 (zero) para as áreas dentro do perímetro estudado que não se enquadram no critério ou em nenhuma das suas classes mapeadas, porque o algoritmo do SIG não realiza os cálculos necessários em arquivos matriciais com áreas sem valor de dados.

Estabelecidos os valores dos pesos das classes de cada critério, o arquivo vetorial é então convertido para o formato raster, colocando o campo Peso como nome da coluna que servirá de parâmetro para estabelecer os valores dos pixels dos rasters gerados.

Seguindo o procedimento adotado por Freiman (2019), Freire (2017) e Moura (2007), é necessário compatibilizar todos os planos de informação para uma escala coincidente, estabelecendo um mesmo tamanho para os pixels dos rasters gerados, quando suas bases cartográficas forem obtidas a partir de diferentes escalas geográficas, devendo reajustar os arquivos para a escala de menor resolução espacial, que neste caso foi de 1:100.000, referente às informações do mapa de solos e das imagens CBERS-2B, com resolução de 20 m.

## **2.4 Estabelecimento da ordem e dos pesos dos critérios usados na modelagem**

Para minorar a questão da subjetividade ao estabelecer a hierarquia ou ordem de importância dos critérios elencados, foi adotada a técnica participativa ad hoc utilizada por Freiman (2019), Silva (2016), Jeronymo (2012) e Moura (2007).

Cerca de 122 especialistas foram consultados por meio de um formulário online (Google LLC, 2020), enviados por e-mail ou contato telefônico. O perfil dos participantes incluiu servidores públicos de órgãos ambientais federais, estaduais e municipais, além de professores, pesquisadores e consultores ambientais, com conhecimento sobre o tema da pesquisa. No resultado da técnica participativa ad hoc, 59 especialistas colaboraram para a elaboração da matriz de decisão.

Foi pedido que os especialistas escalonassem os critérios pré-definidos, conforme a ordem crescente de prioridade para a recuperação de áreas degradadas, atribuindo o valor 1 para o menos importante e 10 para o mais importante. Após coleta das respostas, foram somados os valores atribuídos a cada critério, sendo que a ordem de prioridade foi estabelecida de forma decrescente, iniciando com aquele de maior valor somado.

O processo de comparação pareada usado para calcular o peso final de cada critério foi realizado no portal online BMSG (2020), que disponibiliza a função AHP Priority Calculator e permite preencher a matriz de comparação pareada, fazendo os ajustes necessários nos julgamentos comparativos dos

critérios, de forma que o seu índice de consistência seja menor que 10%, considerado adequado pelo algoritmo, enquanto que um índice acima de 10% indica que a matriz foi preenchida de forma inconsistente e necessita ser reavaliada (SAATY, 2008; SILVA, 2016; TRAFICANTE, 2016).

Como a matriz é recíproca, apenas a metade triangular superior necessita ser avaliada, já que a outra metade deriva desta. Já o valor 1 (um) na diagonal representa o critério comparado por ele mesmo, considerado um fator de igual importância (ZAMBON *et al.*, 2005).

## **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **3.1 Elaboração dos planos de informação referentes aos critérios utilizados**

Os mapas temáticos gerados (figura 4) resultaram do processo de rasterização dos planos de informação, cujos valores dos pixels foram atribuídos conforme o peso estabelecido em cada uma das suas classes mapeadas.

O mapeamento das APPs correspondeu a 19% da bacia ou 49.267ha, e desse total, 73,4% das APPs estão situadas nas margens dos rios; 16,9% no entorno de nascentes; 5,1% em áreas com declividade acima de 45 graus; 4,5% em topos de morros; 1,1% em manguezais; e 0,4% em restingas (figura 4-A).

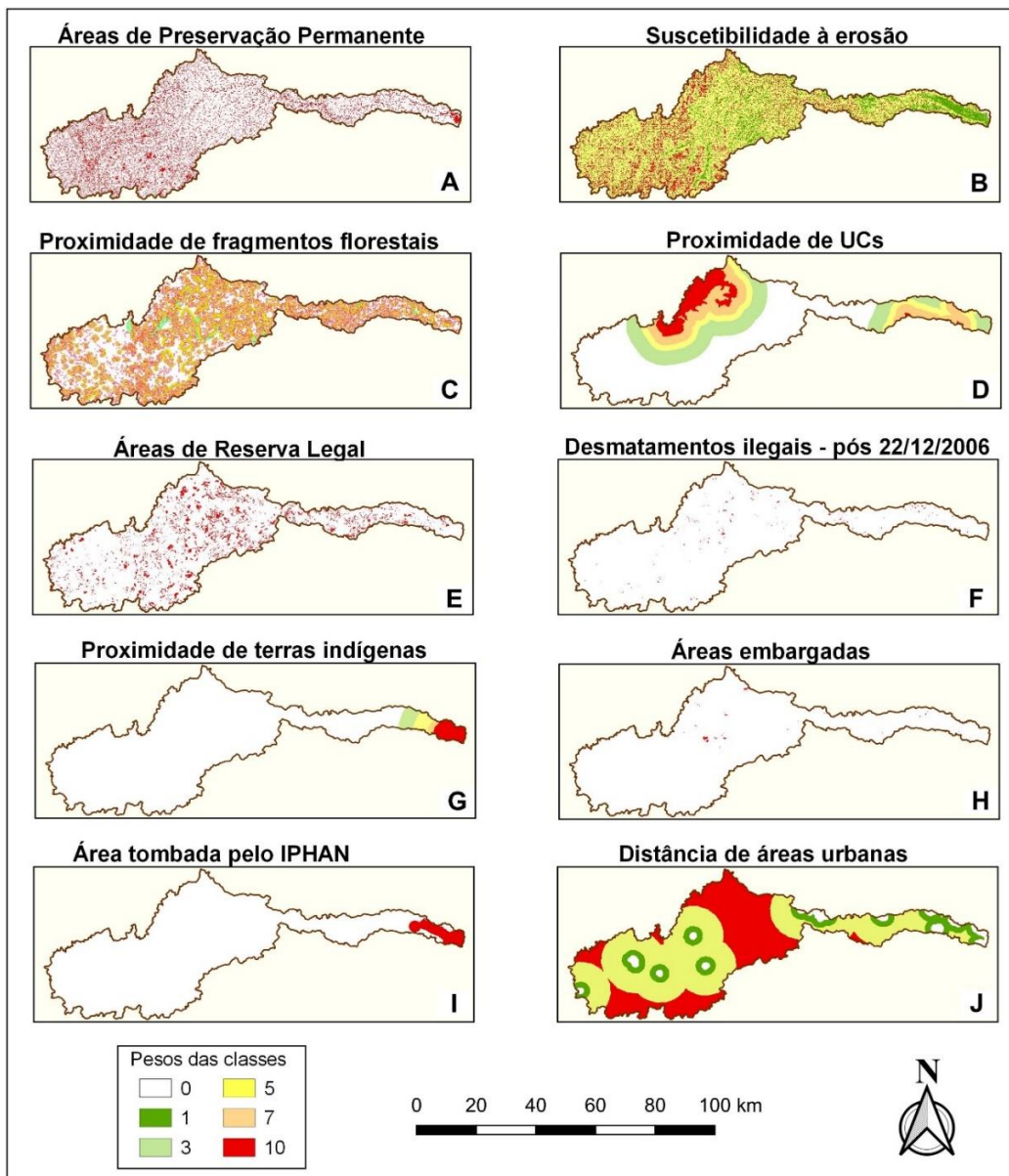
O mapa de suscetibilidade à erosão apresentou 20% de áreas com baixa suscetibilidade, 65% de média e 15% de alta suscetibilidade à erosão (figura 4-B).

O mapeamento dos remanescentes florestais resultou na identificação de 3.087 fragmentos que somam 50.700ha, ou 19,6% da bacia (figura 4-C). Este percentual está abaixo dos 30% de habitat nativo considerado necessário para manter preservadas as comunidades de vertebrados (BAN KS-LEITE *et al.*, 2014). Do total de fragmentos, 2.376 possuem um tamanho individual que varia de 1 a 10ha e cujas áreas correspondem a 15% do total dos remanescentes; 625 fragmentos possuem de 10,1 a 100ha, ou 34% do total; 76 fragmentos possuem de



100,1 a 500ha, ou 27% do total; e apenas 10 fragmentos possuem área acima de 500ha e representam a 24% do total dos remanescentes.

Figura 4 – Planos de informação em formato raster, referentes aos critérios utilizados na modelagem, para a identificação de áreas prioritárias na bacia do rio Buranhém



Fonte: IPHAN (2004), INPE (2007), IBGE (2016), FUNAI (2019), ICMBIO (2019), IBAMA (2020), SICAR (2020), INDE (2020); elaborado pelos autores (2020). Datum: SIRGAS-2000

Na parte Oeste da bacia, a vegetação nativa encontra-se mais fragmentada, devido à sua substituição por pastagens e pela ocupação humana mais antiga (SILVA, 2019), por isso apresenta pouca expressividade em termos de tamanho dos fragmentos.

Com relação às UCs, na bacia há duas unidades de conservação federais de proteção integral, o Parque Nacional do Alto Cariri, com área de 19.238ha, sendo que 97,7% encontram-se inseridos na área do estudo; e o Parque Nacional do Pau Brasil, com área total de 18.935ha, sendo que 272,2ha ou 1,4% está situado na BHRB. Abrange ainda uma pequena parte da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estação Veracel, cuja área total mede 6.069ha (VERACEL CELULOSE, 2016), sendo que apenas 2,5ha ou 0,04% encontram-se na BHRB. As áreas das UCs somadas ocupam 7,5% da área total da bacia (figura 4-D).

Quanto às áreas de RLs cadastradas no SICAR (2020), há apenas 1.446 delas, cujas áreas somadas correspondem a 8,7% da área da bacia (figura 4-E).

O mapeamento das áreas desmatadas após a vigência da Lei da Mata Atlântica, de 22 de dezembro de 2006, resultou em 228 polígonos de desmatamentos ilegais, somando 1.009ha, ou 0,39% da bacia (figura 4-F).

Segundo informações do site da FUNAI (2019), dentro da poligonal da bacia foi identificada apenas a Terra Indígena Aldeia Velha, da etnia pataxó, em Porto Seguro – BA. Sua área mede 2.003ha, ou 0,77% da bacia (figura 4-G).

O mapa das áreas embargadas pelo IBAMA resultou em 63 poligonais, somando 511,81ha, equivalente a 0,2% da área total da bacia (figura 4-H). Este resultado mostra a dificuldade em identificar as áreas sob embargo dos órgãos integrantes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), daí a necessidade da existência de um banco de dados integrado, onde estes órgãos possam realizar o *upload* das poligonais das suas áreas embargadas, tornando público o acesso a essas informações. Essa medida facilitaria o monitoramento da recuperação dessas áreas; evitaria que uma mesma área fosse embargada duas vezes por órgãos diferentes; os proprietários ou interessados em adquirir a propriedade teriam ciência dos limites e restrições de uso nessas áreas, uma vez que é proibido descumprir embargo e adquirir produtos oriundos dessas áreas, conforme os artigos 54 e 79 do Decreto Federal nº. 6.514/2008 (BRASIL, 2008).

Quanto à área tombada pelo IPHAN (2004), dentro da poligonal da bacia, em Porto Seguro, mede 7.494ha, ou 2,9% da área total da bacia (figura 4-I).

Na área da BHRB há nove áreas urbanas consolidadas, o que inclui as três sedes dos municípios abrangidos e cinco dos seus distritos. Essas áreas somadas medem 1.619ha, ou 0,63% da área total da bacia (figura 4-J).

### 3.2 Resultado da ordenação e pesos dos critérios utilizados

Com base nos resultados da consulta ad hoc, a ordem dos critérios ficou estabelecida da seguinte forma na matriz de decisão (tabela 3): 1 - áreas de preservação permanente; 2 - suscetibilidade à erosão; 3 - proximidade e tamanho de fragmentos florestais; 4 - proximidade a unidades de conservação; 5 - reserva legal; 6 - desmatamentos ilegais; 7 - proximidade a terras indígenas; 8 - áreas embargadas por órgãos ambientais; 9 - área tombada pelo IPHAN; 10 distância de áreas urbanas.

Tabela 3 – Matriz de decisão *Analytic Hierarchy Process* (AHP) – Comparação pareada entre os critérios utilizados na identificação de áreas prioritárias para recuperação florestal

CRITÉRIOS	APP	SAE	PFF	PUC	RL	DI	PTI	AE	ATI	DAU
Área de preservação permanente - APP	1	2,00	2,00	2,00	4,00	5,00	6,00	7,00	8,00	9,00
Suscetibilidade à erosão - SAE	0,50	1	2,00	2,00	3,00	4,00	5,00	5,00	6,00	8,00
Proximidade a fragmento florestais - PFF	0,50	0,50	1	2,00	2,00	3,00	5,00	6,00	7,00	9,00
Proximidade de UCs - PUC	0,50	0,50	0,50	1	3,00	4,00	5,00	6,00	7,00	9,00
Reserva Legal - RL	0,25	0,33	0,50	0,33	1	2,00	4,00	5,00	7,00	9,00
Desmatamentos ilegais - DI	0,20	0,25	0,33	0,25	0,50	1	2,00	4,00	5,00	8,00
Proximidade de terras indígenas - PTI	0,17	0,20	0,20	0,20	0,25	0,50	1	2,00	4,00	7,00
Áreas embargadas - AE	0,14	0,20	0,17	0,17	0,20	0,25	0,50	1	3,00	7,00
Área tombada pelo Iphan - ATI	0,12	0,17	0,14	0,14	0,14	0,20	0,25	0,33	1	5,00
Distância de áreas urbanas - DAU	0,11	0,12	0,11	0,11	0,11	0,12	0,14	0,14	0,20	1
Pesos resultantes	24.3	18.6	15.5	14.9	9.6	6.4	4.2	3.2	2.1	1.2

Fonte: Autores (2020)

O índice de consistência obtido na matriz foi de 7,8%, dentro do parâmetro considerado ideal pelo algoritmo (abaixo de 10%), provando que a matriz foi preenchida adequadamente. Os pesos resultantes dessa comparação representa o percentual de importância que cada critério tem no resultado da modelagem.

O nível de priorização (NP) para a recuperação de áreas degradadas foi obtido com o método de Combinação Linear Ponderada, por meio da álgebra de mapas elaborada na *Calculadora raster*, somando os produtos da multiplicação entre os pesos obtidos na matriz de decisão e os pesos atribuídos a cada uma das classes referentes aos planos de informação elaborados (equação 1).

Equação 1

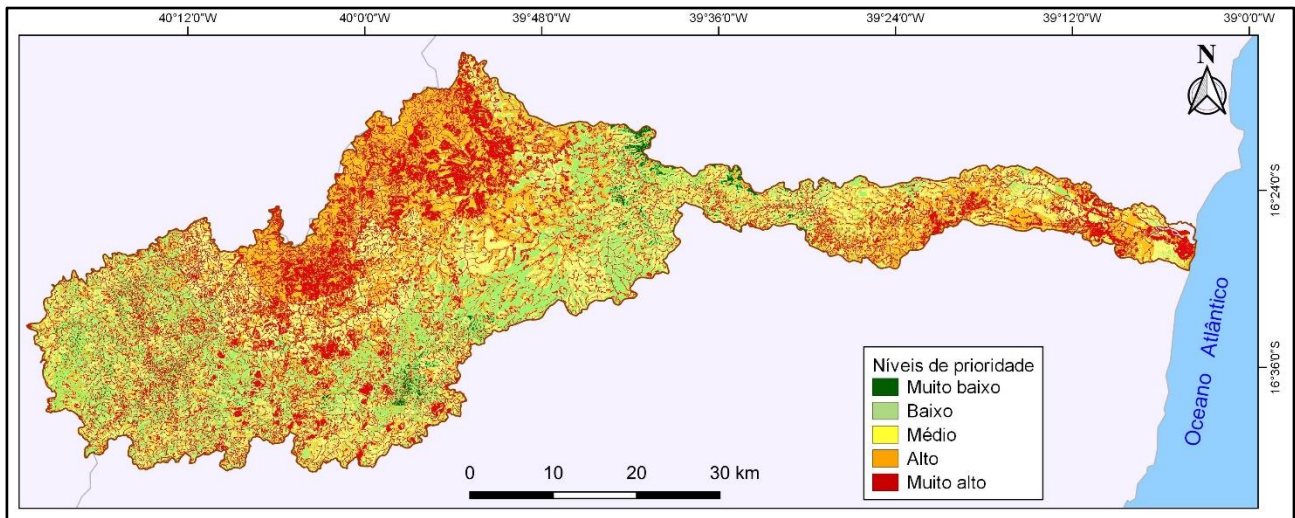
$$NP = (24.3*APP) + (18.6*SAE) + (15.5*PFF) + (14.9*PUC) + (9.6*RL) + (6.4*DI) + (4.2*PTI) + (3.2*ATI) + (2.1*AE) + (1.2*DAU)$$

### 3.3 Elaboração do mapa-síntese como resultado da modelagem

O produto da álgebra de mapas realizada na modelagem é a criação de um novo arquivo matricial ou mapa-síntese, de modo que, quanto maior os valores dos pixels que incidiram sobre a interseção das camadas rasters sobrepostas, maior será a sua prioridade para a recuperação.

O gradiente dos pixels do mapa-síntese apresentou um valor mínimo de 15,5 e máximo de 834. Seguindo o modelo adotado por Freire *et al.* (2019), esses valores foram subdivididos em cinco classes de percentis ou quintis (fração equivalente a um quinto), a partir dos quais, foi feita a reclassificação por tabela do mapa-síntese em cinco categorias conforme os níveis de prioridade para a recuperação, resultando nos seguintes percentuais de abrangência de cada classe: muito baixa (1,2%), baixa (22,8%), média (24,1%), alta (25,5) e muito alta (26,4%) (figura 5).

Figura 5 – Mapa-síntese com os níveis de prioridade para a recuperação das áreas localizadas na bacia do rio Buranhém



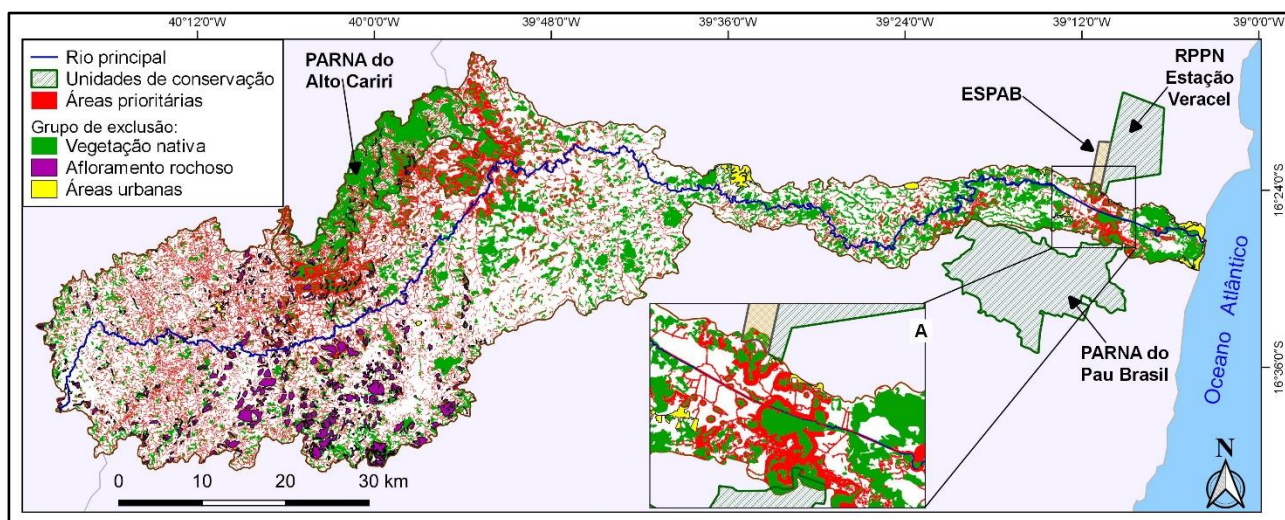
Fonte: IBGE (2016); Autores (2020). Datum: SIRGAS-2000

### 3.4 Identificação das áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa na bacia do Buranhém

A partir do mapa-síntese com as categorias hierárquicas das áreas degradadas, foram consideradas efetivamente prioritárias para a recuperação da vegetação nativa apenas aquelas áreas classificadas com nível muito alto de prioridade, excluindo-se as áreas com extensão inferior a um hectare, por estarem abaixo do nível de detalhamento adotado neste estudo.

Também foram excluídas as zonas de interseção com as classes do grupo de exclusão (áreas de remanescentes florestais, afloramento rochoso e áreas urbanas), pelo fato da sua recuperação ser considerada desnecessária ou inviável em termos legais ou técnicos (FREIRE, 2017). As áreas do grupo de exclusão somam 61.139ha, ou 23,6% da bacia. Dessa forma, apenas as áreas sem cobertura vegetal nativa ou degradadas foram consideradas prioritárias para a recuperação, correspondendo a 46.006ha, ou 17,8% do total da bacia (figura 6).

Figura 6 – Mapa final das áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa, na bacia do rio Buranhém



Fonte: IBGE (2016); Autores (2020). Datum: SIRGAS-2000

Como se observa no mapa final, a modelagem realizada priorizou a recuperação de 70,5% das APPs degradadas, 51,7% das RLs degradadas, 46% das áreas desmatadas ilegalmente e 31,2% das áreas com alta suscetibilidade à erosão, ainda que o peso ou percentual de importância dessas áreas na matriz de decisão tenham apresentado percentuais inferiores.

O mapa final mostra também que houve concentração de parte significativa das áreas prioritárias em duas regiões, devido à sobreposição de vários critérios nessas áreas. Em uma delas, situada nas imediações da região estuarina, houve a influência dos critérios relacionados à proximidade com UCs, terra indígena e área tombada pelo IPHAN, além da presença de APPs e fragmentos florestais significativos. Na outra área, no entorno do Parque Nacional do Alto Cariri, houve a influência da proximidade desta UC, aliada ao fator da alta suscetibilidade à erosão, além da existência de APPs e dos maiores fragmentos florestais da bacia.

Na parte central da bacia, mesmo contendo expressivos fragmentos florestais, a modelagem não apresentou uma grande concentração de áreas prioritárias, pelo fato dessa região estar relativamente distantes das UCs e por

apresentar um relevo relativamente aplainado, típico do tabuleiro costeiro, associado ao Grupo Barreiras (SILVA *et al.*, 2007; AMORIM; OLIVEIRA, 2010), portanto, com baixa suscetibilidade à erosão. No entanto, houve a conexão entre esses fragmentos a partir das áreas prioritárias situadas nas margens dos rios.

Ainda que a formação de corredores ecológicos não tenha sido o foco principal da pesquisa, a modelagem priorizou também as áreas situadas nas proximidades das UCs e dos maiores fragmentos florestais, permitindo a viabilização desses corredores interligando estas áreas (figura 6A), incluindo um corredor conectando o Parque Nacional do Pau Brasil, a RPPN Estação Veracel e a Estação Pau Brasil (ESPAB), que apesar de não ser uma UC, possui importantes remanescentes da Mata Atlântica (AYRES, *et al.*, 2005) e funciona como uma estação de pesquisa da Comissão Executiva da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), a qual também integra o conselho do Mosaico de Áreas Protegidas do Extremo Sul da Bahia (MMA, 2010; ICMBIO, 2016). Inclusive, já há estudos para a implantação de um corredor ecológico conectando essas UCs (BORGES *et al.*, 2017).

A modelagem também favoreceu a formação de um corredor ecológico interligando os dois parques nacionais da bacia, a partir das APPs nas margens do rio principal, mas com pequenos trechos de interrupção da conectividade, em áreas classificadas como sendo de níveis alto e médio de prioridade.

Do total de 3.087 fragmentos florestais mapeados, as áreas prioritárias estabeleceram a conectividade em 83,9% dos fragmentos entre si, sendo que todos os fragmentos maiores que 50ha foram conectados, daí a importância de recuperar essas áreas para favorecer o fluxo gênico das espécies nelas situadas.

Quanto às áreas degradadas situadas nas APPs e RLs, cuja recuperação é obrigatória por lei, o proprietário rural pode realizar a sua recomposição, inclusive, com a adoção de sistemas agroflorestais, intercalando o plantio de espécies exóticas com espécies nativas, sem exceder 50% da área a ser recomposta (BRASIL, 2012; SFB e MMA, 2016). Essa medida permite conciliar o uso econômico das áreas recuperadas a partir dos produtos obtidos com as espécies nativas e exóticas plantadas (frutos,

fibra, madeira), sem comprometer o fornecimento dos demais serviços ecossistêmicos que uma floresta natural produziria, resultando em uma boa alternativa de manejo da terra com benefícios ambientais, sociais e econômicos (FOLEY *et al.*, 2005; PADOVAN *et al.*, 2017).

## **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A modelagem espacial multicriterial foi eficaz na identificação das áreas degradadas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa, as quais somaram 46.006ha, ou 17,8% da área da bacia do rio Buranhém, permitindo, inclusive, a viabilização de corredores ecológicos interligando unidades de conservação e fragmentos florestais isolados. Essas áreas resultaram da interseção das camadas referentes aos critérios e classes de maior peso.

Caso estas áreas prioritárias sejam devidamente recuperadas e somadas aos 19,6% dos remanescentes florestais ainda existentes, a bacia passará a ter 37,4% da sua área recoberta por vegetação nativa, ou seja, mais do que os 30% necessários para manter a conservação das suas comunidades de vertebrados.

Com a identificação dessas áreas, instituições públicas ou privadas podem direcionar recursos para a sua recuperação, priorizando-as nas compensações exigidas em ações civis públicas, processos de licenciamentos e de infrações ambientais, ou ainda, serem alvos de programas e fundos destinados à sua recuperação ou conservação, como prevê a legislação.

O resultado deste estudo também pode servir de referência para a inclusão da bacia do Buranhém no Programa Nacional de Conversão de Multas do IBAMA, permitindo que infratores ambientais substituam parte do valor das multas por prestação de serviços de recuperação de áreas degradadas, aumentando a disponibilidade hídrica da bacia.

A expectativa é que este estudo contribua ainda para o processo de planejamento territorial e gestão ambiental da bacia do rio Buranhém, e que a



recuperação dessas áreas seja revertida em benefícios ambientais, sociais e econômicos para a região. Entretanto, é recomendável que os resultados desta pesquisa sejam validados com pesquisa de campo, caso sejam adotadas medidas concretas para a recuperação das áreas apontadas como prioritárias.

Enfim, o roteiro metodológico adotado neste estudo pode ser replicado em outras bacias hidrográficas e adaptado para outras situações, utilizando-se de outros critérios e ponderações, conforme às necessidades, objetivos e enfoque da pesquisa e com base nas peculiaridades ambientais da região em análise.

## REFERÊNCIAS

- AMORIM, R. R.; OLIVEIRA R. C. Uso e ocupação das mesoformas da região Costa do Descobrimento (Bahia, Brasil). *In*: SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE GEOGRAFIA FÍSICA, 6., 2010, Coimbra. **Anais** [...]. Coimbra: Universidade de Coimbra, 2010. 15p.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços Ecosistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Texto para Discussão**. Campinas: Instituto de Economia da UNICAMP, 2009. 45p.
- ARAÚJO, F. R. N.; NÓBREGA, R. A. A. Modelagem espacial multicriterial no desenvolvimento de alternativas locacionais. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO, 3., 2016, Ribeirão Preto. **Anais** [...]. Ribeirão Preto: ABAI, 2016. p. 365-372.
- ARAÚJO, F. R. N.; NÓBREGA, R. A. **A Inteligência geográfica aplicada na avaliação de impactos ambientais de sistemas de transmissão de energia**. Prêmio Mapbiomas 1<sup>o</sup> Ed.[s.l.], 2019. 16p.
- ARAÚJO, R. C. **Efeitos do Desmatamento Sobre o Ciclo Hidrológico**: uma comparação entre a Bacia do Rio Curua-Una e a Bacia do Rio Uraim. 2010. 115 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido). Núcleo de Altos Estudos Amazônicos. Universidade Federal do Pará. Belém, 2010.
- ASF - Alaska Satellite Facility. **ALOS PALSAR Radiometric Terrain Corrected high res 2015**. Includes material JAXA/METI. Disponível em: <https://search.asf.alaska.edu/#/> Acesso em: 30 nov. 2018.
- AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. B. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Sociedade Civil Mamirauá. Belém, PA, 2005. 256p.
- BANKS-LEITE, C. *et al.* Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of setasides in a biodiversity hotspot. **Science**. v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014.

BING SATELLITE. **Bing Map**. Disponível em: [https://satellites.pro/Bing\\_map](https://satellites.pro/Bing_map) Acesso em: 14 nov. 2019.

BMSG – Business Performance Management Singapore. **AHP Priority Calculator**. 2020. Disponível em: <https://bpmsg.com/ahp/ahp-calc.php>. Acesso em: 02 out. 2020.

BORGES, R. *et al.* Analysis and landscape planning for creation of an ecological corridor between forest reserves of the Atlantic Forest, BA, Brazil. *In: WORLD CONFERENCE ON ECOLOGICAL RESTORATION, 7. CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA, 1., 2017, Londrina. Book of Abstracts [...]. Londrina: SER, 2017. p.412 – 412.*

BORGES, R. F. **Identificação de áreas prioritárias para conservação e recuperação ambiental na área de entorno do Parque Estadual do Pau Furado – MG**. 2017. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M., 2016. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**. v. 14, p. 1-16, 2016.

BRASIL. **Decreto nº 72.107, de 18 de abril de 1973**. Converte em Monumento Nacional o Município de Porto Seguro. <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1970-1979/decreto-72107-18-abril-1973-420741-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em 02 mai. 2019.

BRASIL. **Lei nº 9.636, de 15 de Maio de 1998**. Dispõe sobre a regularização, administração, aforamento e alienação de bens imóveis de domínio da União. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9636.html](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9636.html). Acesso em: 25 nov. 2020.

BRASIL. **Decreto nº 6.514, de 22 de Julho de 2008**. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.html](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.html). Acesso em: 04 jun. 2019.

BRASIL. **Diário Oficial da União**. DOU, 2000. Disponível em: <https://www.in.gov.br/consulta>. Acesso em: 24 ago. 2020.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: [http://abre.ai/planalto\\_gov\\_lei\\_11428](http://abre.ai/planalto_gov_lei_11428). Acesso em: 02 mai. 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Dispõe sobre a vegetação nativa. Disponível em: [http://abre.ai/planalto\\_gov\\_lei\\_12651](http://abre.ai/planalto_gov_lei_12651). Acesso em: 02 mai. 2019.

CASTRO, J. S.; COSTA, L. S.; BARBOSA, G. R.; ASSEMAN, P. P.; CALIJURI, M. L. Utilização de SIG e análise multicritério para seleção de áreas com potencial para construção de universidades e loteamentos universitários. **Boletim de Ciências Geodésicas**. Curitiba , v. 21, n. 3, p. 652-657, 2015.

COUTINHO, L. M.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. de O.; XAVIER, A. C.; ZANETTI, S. S.; MOREIRA, M. C. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Revista Agro@ambiente**. v. 8, n. 1, p. 01-09, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-Solos, 5ª ed, 2018. 306 p.

FERREIRA JÚNIOR, J. I.; OLIVEIRA, L. K; NÓBREGA, R. A. A. Modelagem de dados geográficos para definição de corredores alternativos no rodoanel da região metropolitana de Belo Horizonte: cenários comparativos. **Revista do TCU**. n. 137, p. 70-79, 2016.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**. Vol. 309, Issue 5734, p. 570-574, 2005. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/309/5734/570/tab-pdf>. Acesso em: 14 mar. 2019. DOI: 10.1126/science.1111772.

FÓRUM FLORESTAL DA BAHIA. **Mapeamento do uso e cobertura do solo dos 23 municípios do Sul da Bahia**. Escala 1:25.000. Universidade Federal do Sul da Bahia – UFSB, 2007. Disponível em: <https://monitoramentobahia.dialogoflorestal.org.br/>. Acesso em: 14 mai. 2020.

FRANÇA, L. C. J.; PIUZANA, D.; MORAIS, M. S.; MENEZES, E.; MORANDI, D. T. Mapeamento de áreas de preservação permanente (APP) por declividade em uma bacia hidrográfica. In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 2016, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu: CONFEA, 2016. 5p.

FRANÇA, L. C. J.; PIUZANA, D.; MORAIS, M. S.; MENEZES, E.; MORANDI, D. T. Delimitação automática e quantificação das Áreas de Preservação Permanente de encosta para o município de Diamantina, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**. v.7, n. 2, p. 60-71, 2018.

FREIMAN, F. P. **Modelagem espacial multicriterial para a definição automática de diretrizes de linha de transmissão de energia elétrica**. 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Geodésicas). Setor de Ciências da Terra. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

FREIRE, R. B. **Priorização de Áreas para restauração ecológica na UGRHI 22 – Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil**. 2019. 118 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Geografia). Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2017.

FREIRE, R. B.; LEAL, A. C.; DI MAURO, C. A. Priorização de áreas para restauração ecológica na UGRHI 22 – Pontal do Paranapanema, São Paulo. **Revista Formação**, v. 26, n. 47, p. 179-202, 2019.

FUNAI – Fundação Nacional do Índio. **Polígonos e Pontos das terras indígenas brasileiras**. Disponível em: <http://www.funai.gov.br/index.php/shape>. Acesso em: 14 mai. 2019.

GOOGLE LLC – **Google Formulários**. 2020. Disponível em: <https://docs.google.com/forms/>. Acesso em: 12 fev. 2020.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. **Arquivos vetoriais de áreas embargadas**. 2020. Disponível em: [http://siscom.ibama.gov.br/shpsiscom/adm\\_embargo\\_a.zip](http://siscom.ibama.gov.br/shpsiscom/adm_embargo_a.zip). Acesso em: 17 mar. 2020.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. **Instrução Normativa IBAMA nº 04, de 13 de abril de 2011**. Disponível em: [http://abre.ai/in\\_ibama\\_04\\_2011\\_prad](http://abre.ai/in_ibama_04_2011_prad). Acesso em: 28 mai. 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Aplicação da Lei da Mata Atlântica**. 2008. Disponível em: [http://abre.ai/mapa\\_lei\\_da\\_mata\\_atlantica](http://abre.ai/mapa_lei_da_mata_atlantica). Acesso em: 22 abr. 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE-Diretoria de Geociências, 2012. 271p.

IBGE – **Bases cartográficas 2016**. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais>. Acesso em: 14 fev. 2019.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de manejo do Parque Nacional do Pau Brasil**. vol. 1. 2016. Disponível em: [http://abre.ai/plano\\_manejo\\_parna\\_pau\\_brasil](http://abre.ai/plano_manejo_parna_pau_brasil). Acesso em: 09 jun. 2019.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Dados vetoriais das Unidades de Conservação Federais**. 2019. Disponível em: [http://abre.ai/icmbio\\_dados\\_vetoriais](http://abre.ai/icmbio_dados_vetoriais). Acesso em: 14 mai. 2019.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Arquivos vetoriais de áreas embargadas**. 2020. Disponível em: <https://tinyurl.com/embargos-icmbio-kmz>. Acesso em: 17 mar. 2020.

INDE – Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais. **Solos da Região e Atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros**. Disponível em: <https://visualizador.inde.gov.br/>. Acesso em: 22 mai. 2020.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catálogo de imagens de satélite**. 2007. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 28 mai. 2019.

IPHAN – Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional. **Certidão de Tombamento, de 20 de outubro de 2004**. Define o perímetro de proteção do Conjunto Arquitetônico e Paisagístico no Município de Porto Seguro.

JERONYMO, C. A. L. **Identificação de áreas prioritárias, com o uso de geoprocessamento, para conservação e recuperação da Área de Preservação Ambiental do Sana, Macaé-RJ**. 2012. 70f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2012.

MAFRA, R.; OSCO, L. P.; ALVES, M. R.; RAMOS, A. P. M. Definição de áreas prioritárias para a recuperação florestal em bacias hidrográficas a partir de análise multicritério. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 77, p. 220-233, 2020.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 492, de 17 de dezembro de 2010**. Reconhece o Mosaico do Extremo Sul da Bahia. 2010. Disponível em: [https://abre.ai/portaria492\\_mma\\_mosaico](https://abre.ai/portaria492_mma_mosaico). Acesso em: 17 ago. 2020.

MONTAÑO, M. **Os recursos hídricos e o zoneamento ambiental**: o caso do município de São Carlos (SP). 2002. 129 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais Baseados em Análise de Multicritérios. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais [...]**. Florianópolis: INPE, 2007. p. 2899-2906.

NEXTGIS. **QuickMapServices 0.19.10.1**. Disponível em: [https://plugins.qgis.org/plugins/quick\\_map\\_services/version/0.19.10.1/](https://plugins.qgis.org/plugins/quick_map_services/version/0.19.10.1/). Acesso em 28 set. 2020.

PADOVAN, M. P.; NASCIMENTO, J. S.; CARIAGA, J. A.; PEREIRA, Z. V.; AGOSTINHO, P. R. Serviços ambientais prestados por sistemas agroflorestais biodiversos na recuperação de áreas degradadas e algumas possibilidades de compensações aos agricultores. *In*: SIMPÓSIO NACIONAL RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 9., 2017, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: SOBRADE, 2017. p. 252-266.

PINTO, C. T.; OLIVEIRA, P. V. C.; PONZONI, F. J.; CASTRO, R. M. Identificação de áreas susceptíveis aos processos erosivos na região do Vale do Paraíba. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais [...]**. João Pessoa: INPE, 2015. p. 67-74.

PIRES-LUIZ, C.H., STEINKE, V.A. O código florestal pode contribuir para a diminuição da degradação ambiental? **Caminhos de Geografia**. v. 20, n. 72, p. 230–241, 2019.

PORATH, P. H. M. Uso de análise multicritério para identificação de áreas potenciais para construção de marinas. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**. Florianópolis, v. 2, n. 2, p. 3-26, 2014.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 4 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Anos: 2006 e 2018. Disponível em: [https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR). Acesso em: 10 jan. 2020.

QGIS Development Team. **QGIS User Guide**, Release 3.4.8-Madeira LTR, 2019. Disponível em: [https://www.qgis.org/pt\\_BR/site/index.html](https://www.qgis.org/pt_BR/site/index.html). Acesso em: 13 jun. 2019.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74, 2011.

SAATY, T. L. Some mathematical concepts of the analytic hierarchy process.

**Behaviormetrika**, v. 18, p. 1-9, 1991.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, v. 1, n. 1, p. 83-98, 2008.

SANTOS, S.A. Análise de suscetibilidade e potencial à erosão laminar da Área de Preservação Ambiental das Nascentes do Rio Vermelho. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais [...]**. João Pessoa: INPE, 2015. p. 7246-7251.

SANTOS, S. D.; RABBANI, A. R. C.; SILVA, L. T.; CREPALDI, M. O. S. Análise espacial da vegetação nativa em áreas de preservação permanente e de reserva legal e suas implicações legais, na bacia do rio Buranhém, nos estados de Minas Gerais e Bahia. **Caminhos de Geografia** v. 20, n. 72, p. 200-214, 2021.

SFB – Serviço Florestal Brasileiro; MMA – Ministério do Meio Ambiente. **CAR – Cadastro Ambiental Rural: Módulo de Cadastro - Manual do Usuário. Volume 2.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2016. Disponível em: <http://car.gov.br/public/Manual.pdf> Acesso em: 28 de abril de 2020.

SCHAFFER, W. B.; ROSA, M. R.; AQUINO, L. C. S.; MEDEIROS, J. D. **Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação X Áreas de Risco.** O que uma coisa tem a ver com a outra? Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011, 99 p.

SETTE, P. G. C. **Análise de textura de imagem de alta resolução para a classificação dos estágios sucessionais de Mata Atlântica do Sul da Bahia.** 2009. 73 f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Programa de Pós-graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2009.

SICAR- Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural. **Base de downloads dos imóveis cadastrados no CAR.** Disponível em: <http://car.gov.br/publico/municipios/downloads>. Acesso em: 24 abr. 2020.

SILVA, G. G.; OLIVEIRA, L. N. Análise da suscetibilidade e potencial à erosão laminar no município de São Miguel do Araguaia – GO. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais [...]**. João Pessoa: INPE, 2015. p. 6511-6518, 2015.

SILVA, G. M. F. **Influência do uso e ocupação do solo na disponibilidade hídrica do Rio Buranhém.** 2019. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologias Ambientais) – Programa de Pós-graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Sul da Bahia – UFSB e Instituto Federal da Bahia – IFBA, Porto Seguro, 2019.

SILVA, I. R.; BITENCOURT, A. C. S. P.; DOMINGUEZ, J. M.; SILVA, S. B. M. Potencial de danos econômicos face à erosão costeira, relativo às praias da Costa do Descobrimento. **Pesquisas em Geociências**, Porto Alegre, v. 34, n. 1, p. 35-44, 2007.

SILVA, S. A. F. **Análise multicritério espacial no gerenciamento dos recursos hídricos no perímetro irrigado de Sumé-PB.** 2016. 149 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Ambiental). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande - PB, 2016.

SILVA, V. C. B.; MACHADO, P. S. SIG na análise ambiental: Suscetibilidade erosiva da bacia hidrográfica do córrego Mutuca, Nova Lima – MG. **Revista de Geografia (UFPE)**, v. 31, n. 2, p. 66-87, 2014.

SIRGAS2000. **Sistema de Referencia Geocêntrico para las Américas**. Disponível em: <http://www.sirgas.org/pt/sirgas-realizations/sirgas2000/>. Acesso em: 14 nov. 2019.

SMITH, V.H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. **Environmental Science and Pollution Research**. v.10, p. 126–139, 2003.

SOARES FILHO, B. S. **Modelagem de Dados Espaciais**. Departamento de Cartografia. Centro de Sensoriamento Remoto. UFMG, 2000. 15p.

SOUSA, F. A. A influência das classes de declividades na construção do mapa de suscetibilidade à erosão laminar. **Revista da ANPEGE**, [S.l.], v. 9, n. 11, p. 107-117, 2013.

TRAFICANTE, D. P. **Fragilidade ambiental da APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá (perímetro Botucatu, SP) na bacia hidrográfica do Rio Capivara**. 2016.107 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura). Faculdade de Ciências Agrônômicas. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2016.

USGS. U.S. Geological Survey. **Sentinel 2**. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 02 de maio de 2019.

VERACEL CELULOSE. **Plano de Manejo da RPPN Estação Veracel**. Gerência de Sustentabilidade e Conservação Internacional. Eunápolis – BA, 2016. Disponível em: [http://abre.ai/plano\\_manejo\\_rppn\\_veracel](http://abre.ai/plano_manejo_rppn_veracel). Acesso em: 22 out. 2020.

ZAMBON, K. L.; CARNEIRO, A. A. F. M; SILVA, A. N. R.; NEGRI, J. C. Análise de decisão multicritério na localização de usinas termoeletricas utilizando SIG. **Pesquisa Operacional**, Rio de Janeiro , v. 25, n. 2, p. 183-199, 2005.

## Contribuições de autoria

### 1 – Samuel Dias Santos

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Mestre em Ciências Ambientais

<https://orcid.org/0000-0003-2066-7913> • [samudias30@gmail.com](mailto:samudias30@gmail.com)

Contribuição: Conceituação, Curadoria de dados, Análise formal, Investigação, Visualização de dados, Escrita

### 2 – Allívia Rouse Carregosa Rabbani (Autora correspondente)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia (IFBA), Doutora em Pesquisa Agrária e Florestal

<https://orcid.org/0000-0003-0564-7113> • [alliviarouse@hotmail.com](mailto:alliviarouse@hotmail.com)

Contribuição: Conceituação, Investigação, Escrita

### **3 – Leonardo Thompson da Silva**

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia (IFBA), Doutor em Geografia

<https://orcid.org/0000-0002-3844-7313> • [leonardothompson@gmail.com](mailto:leonardothompson@gmail.com)

Contribuição: Conceituação, Investigação, Escrita

### **4 – Maria Otávia Silva Crepaldi**

Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPE), Doutora em Ciência Ambiental

<https://orcid.org/0000-0003-3121-8857> • [mariaotavia@gmail.com](mailto:mariaotavia@gmail.com)

Contribuição: Conceituação, Investigação, Escrita

## **Como citar este artigo**

SANTOS, S. D. *et al.* Identificação de áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa, com o auxílio da modelagem espacial multicriterial, na bacia do rio Buranhém. **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 26, e.6 2022. Disponível em: 10.5902/2236499463721. Acesso em: dia mês abreviado. ano.