

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
COMISSÃO DE GRADUAÇÃO DE GEOGRAFIA

Taís de Fátima Ramos Guimarães

**FRAGMENTAÇÃO HIDROGRÁFICA E SUSCETIBILIDADE AMBIENTAL À
PERDA DE ESPÉCIES FRENTE ÀS AMEAÇAS DAS ATIVIDADES DE
MINERAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO EM UMA SUB-BACIA DO RIO DOCE**

Porto Alegre

2022

Taís de Fátima Ramos Guimarães

**FRAGMENTAÇÃO HIDROGRÁFICA E SUSCETIBILIDADE AMBIENTAL À
PERDA DE ESPÉCIES FRENTE ÀS AMEAÇAS DAS ATIVIDADES DE
MINERAÇÃO: UM ESTUDO DE CASO EM UMA SUB-BACIA DO RIO DOCE**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Comissão de Graduação de
Geografia, do Instituto de Geociências da
Universidade Federal do Rio Grande do
Sul, como requisito parcial e obrigatório
para obtenção do título de Bacharel em
Geografia.

Orientador

Prof. Dr. Laurindo Antonio Guasselli

Porto Alegre

2022

CIP - Catalogação na Publicação

Guimarães, Tais de Fátima Ramos
Fragmentação hidrográfica e suscetibilidade
ambiental à perda de espécies frente às ameaças das
atividades de mineração: um estudo de caso em uma
sub-bacia do rio Doce / Tais de Fátima Ramos
Guimarães. -- 2022.
48 f.
Orientador: Laurindo Antonio Guasselli.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto
de Geociências, Bacharelado em Geografia, Porto
Alegre, BR-RS, 2022.

1. Fragmentação hidrográfica. 2. Perda de espécies
aquáticas. 3. Atividades de mineração. 4. Desastres
ambientais. I. Guasselli, Laurindo Antonio, orient.
II. Título.

RESUMO

Rios sustentam uma boa parte da biodiversidade mundial e fornecem serviços essenciais para sociedade. No entanto, esses serviços requerem a instalação de estruturas que impedem o fluxo livre da água e bloqueiam o movimento de parte da biodiversidade aquática. Essa fragmentação é ainda mais preocupante em áreas suscetíveis a desastres ambientais. Eventos com grande mortandade de espécies podem tornar o ambiente extremamente pobre em biodiversidade devido à fragmentação que impede a recolonização nessas áreas. Bacias hidrográficas como a do rio Doce, em Minas Gerais, estão suscetíveis a desastres ambientais provocados por rompimentos de barragens de rejeito de minério. Dessa forma, identificar as sub-bacias onde a biodiversidade é mais vulnerável é importante para que estratégias de mitigação sejam propostas. Assim, o objetivo deste estudo é avaliar a fragmentação hidrológica da bacia do rio Piranga, uma sub-bacia do rio Doce, e identificar as regiões onde a biodiversidade aquática terá maior dificuldade de se restabelecer, caso ela seja submetida a um desastre ambiental. Para isso propomos elaborar um índice de fragmentação, um índice de intensidade de uso do solo e um índice de suscetibilidade ambiental que combina a fragmentação e a intensidade de uso do solo. Aplicamos esses índices nas ottobacias de nível 5 do rio Piranga e sobrepomos a localização das barragens de rejeito de minério que possuem alguma ameaça de rompimento associado para identificar em quais dessas regiões ações de mitigação devem ser priorizadas. Nossos resultados indicam que 17% da área avaliada possui uma fragmentação alta a extremamente alta, 1,46% uma alta intensidade de uso do solo e 23% da área apresenta uma suscetibilidade alta a extremamente alta. Das 81 ottobacias na bacia do rio Piranga, 18 possuem uma fragmentação alta a extremamente alta, três possuem uma intensidade de uso entre moderada e alta e 15, suscetibilidade alta a extremamente alta. Sete ottobacias apresentam barragens de rejeito de minério com algum risco de rompimento associado. Destas, duas merecem atenção devido ao índice de suscetibilidade alto que reflete a maior fragmentação hidrológica e a maior conversão da vegetação nativa para pasto. Dessa forma, as definições de estratégias de mitigação devem ser voltadas para restabelecer e aumentar a permeabilidade das barreiras, especialmente aquelas que são geradas por estruturas viárias (por exemplo, bueiros) que são mais fáceis de serem estabelecidas e apresentam resultados mais rápidos. Considerando que as ameaças de rompimento de barragens de rejeito de minério são permanentes na bacia do rio Piranga, e esses desastres causam uma grande mortandade de fauna aquática, estratégias de mitigação de curto prazo precisam ser estabelecidas e ações de recuperação da zona ripária são urgentes.

Palavras-chave: Conectividade, mitigação de impactos, uso do solo, zona ripária.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1: Gradiente de altitude da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e a localização da sub-bacia do rio Piranga (linha tracejada). | 8 |
| Figura 2: Localização das barragens com base no Relatório de Segurança de Barragens 2020 na bacia do Rio Piranga. Seta preta indica o exutório da bacia. | 9 |
| Figura 3: Localização e classificação das barragens com base no Relatório de Segurança de Barragens 2020, na bacia do rio Piranga, quanto ao dano potencial (a) e categoria de risco de rompimento (b). | 10 |
| Figura 4: Localização e identificação das ottobacias nível 5 com barragens de contenção de rejeitos de minério na bacia do rio Piranga. RSB2020 = Relatório de Segurança de Barragens 2020. | 11 |
| Figura 5: Estrutura de arte viária (bueiro tubular) entre o córrego Ouro Fino e uma estrada na área de estudo. A seta preta indica a direção do escoamento da água, de montante para jusante, e a seta vermelha indica a saída do escoamento da água no bueiro. A pluma branca observada é característica de água em queda. Essa queda d'água evidencia um degrau que dificulta e/ou impede o deslocamento da fauna aquática de jusante para montante. Fonte: Google Earth. ... | 12 |
| Figura 6: Sobreposição entre as camadas de hidrografia e rodovias (a) e a identificação dos pontos de intersecção entre essas camadas (b). | 13 |
| Figura 7: Identificação de obras de arte especiais viárias: bueiro e ponte. Note que a ponte tem pouca interferência no fluxo livre da água, enquanto no bueiro o curso d'água fica subterrâneo por alguns metros. Fonte: Google Earth. | 13 |
| Figura 8: Delimitação da extensão do reservatório da UHE Risoleta Neves, Rio Doce – MG. Fonte: Google Earth. | 15 |
| Figura 9: Camadas intermediárias para obtenção do mapa dos barramentos como agentes de fragmentação: (a) localização dos 16 barramentos; (b) mapa de distância de custo calculado para o barramento 7; (c) reclassificação do mapa de distância de custo do barramento 7 (1500 m). | 16 |
| Figura 10: Mapa de cobertura e uso do solo, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. Fonte: MapBiomas coleção 6 2020. | 19 |
| Figura 12: Mapa de densidade de Bueiros (Kernel) para a bacia do rio Piranga (a); resultado dos valores de densidade de Kernel extraídos para a zona ripária e reclassificados em três classes: Classe 1 equivale a densidade de 0,0004 até 0,001, Classe 2, 0,001 até 0,05 e Classe, entre 0,05 e 0,1 (b). | 22 |

| | |
|--|----|
| Figura 13: Resultado da união (mosaico) das camadas de distância dos barramentos reclassificados de acordo com a extensão do reservatório de cada um. Seta preta indica o exutório da sub-bacia do rio Piranga. CGH: Centrais Geradoras Hidrelétricas; PCH: Pequenas Centrais Hidrelétricas; UHE: Usinas Hidrelétricas. | 23 |
| Figura 14: Mapa de fragmentação hidrográfica considerando barramentos de empreendimentos hidrelétricos e densidade de bueiros para a bacia do rio Piranga, Minas Gerais. A seta preta indica o exutório da bacia. | 24 |
| Figura 15: Mapa de Intensidade de Uso e cobertura do solo na zona ripária, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. | 26 |
| Figura 16: Mapa de suscetibilidade ambiental da zona ripária, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. A seta preta indica o exutório da bacia. | 27 |
| Figura 17: Fragmentação hidrográfica (a), Intensidade de uso do solo (b) e suscetibilidade ambiental para ottobacias da bacia do rio Piranga, Minas Gerais. | 29 |
| Figura 18: Ottobacia 78942: localização na bacia do rio Piranga (a); classificação de suscetibilidade (b); níveis de fragmentação hidrológica (c); fragmentação hidrológica média (d); Intensidade de uso em sua zona ripária (e); e intensidade de uso médio (f). Ponto amarelo indica a localização da barragem de rejeito de minério..... | 30 |
| Figura 19: Ottobacia 78928: localização na bacia do rio Piranga (a); classificação de suscetibilidade (b); níveis de fragmentação hidrológica (c); fragmentação hidrológica média (d); intensidade de uso em sua zona ripária (e); e intensidade de uso médio (f). Ponto vermelho indica a localização da barragem de rejeito de minério..... | 31 |
| Figura 20: Ottobacia 78969: localização na bacia do rio Piranga (a); classificação de suscetibilidade (b); níveis de fragmentação hidrológica (c); fragmentação hidrológica média (d); intensidade de uso em sua zona ripária (e); e intensidade de uso médio (f). Ponto vermelho indica a localização da barragem de rejeito de minério..... | 32 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|----|
| Quadro 1: Base de dados..... | 7 |
| Quadro 2: Peso atribuído versus valores dos pixels das camadas Barragens e Densidade de bueiros, resultado de suas sobreposições e a classe correspondente a sua fragmentação. | 17 |
| Quadro 3: Peso atribuído versus valores dos pixels das camadas Barragens e Densidade de bueiros, resultado de suas sobreposições e a classe correspondente a sua fragmentação. | 20 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1: Porcentagem de pixels em cada categoria de fragmentação na bacia do rio Piranga, Minas Gerais..... | 24 |
| Tabela 2 Porcentagem de cobertura e uso do solo, na bacia do rio Piranga e na zona ripária (100 m). | 25 |
| Tabela 3: Número e porcentagem de pixels nas classes de suscetibilidade ambiental na bacia do rio Piranga, Minas Gerais. | 27 |
| Tabela 4: Valores médios de fragmentação hidrográfica, de intensidade de cobertura e uso do solo na zona ripária e suscetibilidade ambiental para as otobacias que possuem barragens de rejeito minério, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. Valores em negrito indicam os três maiores valores observados..... | 28 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO | 2 |
| OBJETIVOS | 4 |
| REFERENCIAL TEÓRICO | 5 |
| MÉTODOS | 7 |
| ÁREA DE ESTUDO | 8 |
| ÍNDICE DE FRAGMENTAÇÃO | 11 |
| Obras de arte especiais da malha viária | 11 |
| Barramentos com reservatórios e/ou empreendimentos hidrelétricos | 14 |
| União das camadas dos agentes de fragmentação = índice de fragmentação | 17 |
| ÍNDICE DE INTENSIDADE DE USO DA ZONA RIPÁRIA | 18 |
| MAPA DE SUSCETIBILIDADE AMBIENTAL | 20 |
| AVALIAÇÃO DAS ÁREAS SOB AMEAÇAS DAS ATIVIDADES DE MINERAÇÃO | 21 |
| RESULTADOS | 22 |
| FRAGMENTAÇÃO HIDROGRÁFICA | 22 |
| INTENSIDADE DE USO DO SOLO NA ZONA RIPÁRIA | 25 |
| SUSCETIBILIDADE AMBIENTAL | 26 |
| ÁREAS SOB AMEAÇAS DAS ATIVIDADES DE MINERAÇÃO | 28 |
| DISCUSSÃO | 33 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 37 |
| REFERÊNCIAS | 38 |

AGRADECIMENTOS

Minha jornada acadêmica na geografia foi longa e de muitos aprendizados. Considero que este trabalho de conclusão de curso seja o reflexo dessas experiências vividas durante esse período. Dessa forma, agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste estudo.

Sou muito grata aos professores pelos conhecimentos compartilhados e me sinto privilegiada por ter tido a oportunidade de realizar tantas saídas de campo (outros tempos).

Sempre conciliei os estudos geográficos com outras atividades e algumas vezes foi extremamente cansativo terminar o dia em uma sala de aula. Obrigada Marcelo Murilo pelos cafés compartilhados; obrigada Roger Machado pelas conversas e companhia nos intervalos.

Obrigada Crisla Pott e Gabriel Nakamura pela amizade, especialmente nestes últimos anos de pandemia. Obrigada a tantos outros amigos que sempre me incentivaram a persistir na geografia, vou citar o nome dos grupos do WhatsApp para nenhum amigo se sentir excluído: “Melhor Turma”, “Eu já quis matar o presuntinho”, “Vive um drama”, “Lecopai”. Nomes de grupos estranhos, mas pessoas legais.

Dedico um agradecimento especial:

A minha família pelo carinho e apoio em todas as minhas decisões.

Ao meu orientador, Laurindo Guasselli, por ter aceitado orientar meu trabalho, pela paciência e principalmente pela confiança.

Ao Fernando Becker pelos conhecimentos compartilhados ao longo de todas as minhas trajetórias acadêmicas.

Ao Rafael Zanardi, pela amizade, carinho e disponibilidade em ler e contribuir com as ideias que deram origem às métricas deste estudo.

Agradeço à banca por ter aceitado o convite para avaliar esse trabalho, espero que tenham uma boa leitura.

Muito obrigada!

INTRODUÇÃO

A fragmentação dos sistemas hídricos tem sido descrita como um fator de grande relevância para a perda da biodiversidade aquática (ARTHINGTON et al., 2016; COLLEN et al., 2014). Essa perda se dá pela construção de estruturas que alteram a dinâmica e fluxo dos rios, influenciam na qualidade e heterogeneidade de ambientes, além de segregarem comunidades e limitarem a dispersão das espécies (KUCZYNSKI; LEGENDRE; GRENOUILLET, 2018).

Rios de fluxo livre suportam ecossistemas diversos (remansos e corredeiras) e dinâmicos (períodos de seca e chuva sazonais) que abrigam uma biodiversidade adaptada a essa complexidade (WIENS, 2002). Além de abrigarem uma parcela importante da biodiversidade aquática, os rios fornecem serviços sociais e econômicos importantes para as populações humanas, como o fornecimento de água para consumo doméstico, industrial e irrigação, também são corredores de transporte por meio da navegação, fornecem alimentos (por exemplo, peixes) e são fontes de energia elétrica por meio das hidrelétricas (GRIZZETTI et al., 2019).

No entanto, muitos desses serviços requerem a construção de estruturas que alteram o fluxo livre dos rios e resultam na fragmentação dos sistemas hidrográficos (BELLETTI et al., 2020; GRILL et al., 2019). Algumas dessas estruturas não bloqueiam totalmente a passagem da água, porém, apesar de a água fluir, as barreiras construídas impedem ou dificultam a passagem de alguns organismos aquáticos, principalmente os peixes (ZENG et al., 2017). Algumas dessas estruturas, como os reservatórios das hidrelétricas, alteram a dinâmica de cheias e secas dos rios a jusante da estrutura. Além disso, descaracterizam o ambiente a montante da barragem que passa ter características de um sistema lântico (WIENS, 2002).

Essas alterações no fluxo dos rios aliadas a outras atividades antrópicas tornam a fauna aquática uma das mais ameaçadas a nível global (KUCZYNSKI; LEGENDRE; GRENOUILLET, 2018). Collen et al. (2014) identificaram que a alteração do fluxo de um rio é um fator de ameaça para quase 20% dos vertebrados de água doce, quando aliado com a perda e a degradação do hábitat, essa ameaça é superior a 80%.

A perda biológica desencadeada pelas alterações do fluxo livre dos rios e a degradação do ambiente podem ser ainda mais preocupantes em regiões neotropicais. Estima-se que uma parcela da biodiversidade de água doce ainda está por ser descrita. Há, aproximadamente, 6000 espécies de peixes de água doce descritos, no entanto, projeções apontam que seja em torno de

8000 (REIS et al., 2016). Ou seja, com crescentes fatores de pressão é provável que algumas espécies estejam sendo extintas ou criticamente ameaçadas antes de serem descritas.

Na bacia hidrográfica do rio Doce, região sudeste do Brasil, essas perdas biológicas estão acontecendo rapidamente devido a inúmeros fatores de pressão. Nessa bacia, ocorre muita “pressão” relacionada ao seu histórico de uso agrícola e de mineração. Com base em dados do MapBiomas (MAPBIOMAS, 2021), considerando o ano de 2020, apenas 24% da bacia ainda é coberta por formações naturais. Merece destaque que o maior desastre ambiental da mineração do mundo ocorreu na bacia do rio Doce (CARMO et al., 2017). Em novembro de 2015, ocorreu o rompimento da Barragem do Fundão, em Mariana, MG, liberando mais de 43 milhões de m³ de rejeitos de minério de ferro que percorreu 668 km até chegar à foz do rio Doce (CARMO et al., 2017). Esse “tsunami” de lama gerou uma mortandade de peixes muito grande, estima-se que populações inteiras de peixes tenham sido perdidas (FERNANDES et al., 2016). No entanto, há uma dificuldade em quantificar o real impacto dessa perda biológica devido a pouca informação e poucos estudos de comunidades de peixes realizados antes do rompimento da barragem (FERNANDES et al., 2016).

Em períodos pós-eventos, com grande perda de espécies e/ou populações, o retorno da ictiofauna se dá num processo lento de repovoamento natural de populações remanescentes e oriundas de drenagens não afetadas. Nesse sentido, manter e preservar o fluxo livre dos rios, ou seja, sua conectividade com a rede de drenagem, permite manter o fluxo gênico das populações e permitir o processo de repovoamento (LONZARICH; WARREN; LONZARICH, 1998).

O desastre de Mariana não foi um evento isolado, três anos após ocorreu outro rompimento de barragem de rejeito na localidade de Brumadinho em 2019, na bacia do rio São Francisco, em Minas Gerais, com 12,7 milhões de m³ de rejeito de minério despejados no ambiente. Esses eventos tiveram perdas ambientais e humanas muito grandes, e foram amplamente divulgados pela mídia. No entanto, eventos de rompimento de barragens não são incomuns. As notificações nas grandes mídias de comunicação ocorrem apenas quando perdas de vidas humanas são significativas.

Tendo em vista o grande potencial de danos ambientais causados por rompimentos de barragens, anualmente a Agência Nacional das Águas (ANA) publica o Relatório de Segurança de Barragens (RSB2020; ANA, 2021) que traz um diagnóstico das barragens instaladas no território nacional com seus potenciais danos e riscos. Apesar de haver a caracterização do potencial de dano de cada barragem, pouca importância é dada sobre a potencial capacidade

que o ambiente terá de se recuperar frente a um possível rompimento. E essa capacidade pode ser dependente da conectividade hidrológica e da qualidade ambiental do ambiente.

OBJETIVOS

Bacias hidrográficas como a do rio Doce estão suscetíveis a desastres ambientais provocados por rompimentos de barragens de rejeito de minério. Dessa forma, identificar as sub-bacias onde a biodiversidade é mais suscetível é importante para que ações ambientais sejam tomadas antes da perda da biodiversidade.

Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo é avaliar a fragmentação hidrológica da bacia do rio Piranga, uma sub-bacia do rio Doce, e identificar as regiões em que as perdas biológicas terão um maior potencial de dano caso venha acontecer outro evento de rompimento de barragem de rejeito de minério, ou seja, identificar em qual região a biodiversidade aquática terá maior dificuldade de se restabelecer.

Objetivos específicos

Dessa forma, esse estudo se propõe a:

- Desenvolver um índice de fragmentação hidrográfica;
- Desenvolver um índice de intensidade de uso da zona ripária;
- Mapear a suscetibilidade ambiental, considerando a fragmentação e a intensidade de uso do solo;
- Identificar as regiões da sub-bacia do rio Piranga que merecem maior atenção na elaboração de estratégias de mitigação de um eventual rompimento de barragem de rejeito de minério.

REFERENCIAL TEÓRICO

Estudos sobre fragmentação hidrográfica aumentaram consideravelmente nos últimos vinte anos a partir do entendimento do rio visto como fazendo parte da paisagem “Riverscape”, (WIENS, 2002). Nesta concepção, a fragmentação hidrográfica pode ser determinada em três dimensões: longitudinal, avaliada entre cabeceiras e o estuário; lateral, entre o rio e sua zona ripária ou planície de inundação; e vertical, entre a superfície e o lençol freático (WIENS, 2002).

Além dessas três dimensões, a fragmentação também pode ser dada por meio de barreiras físicas, ou seja, por barreiras que impedem ou dificultam o escoamento da água (barragens, bueiros); barreiras físico-químicas, quando condições diferentes de temperatura e/ou poluição podem impedir que organismos atravessem essas zonas inóspitas; e até mesmo por meio de barreiras biológicas, onde a proliferação de predadores, competidores e doenças podem também transformar essas zonas em áreas intransponíveis para algumas espécies tornando o ambiente fragmentado (FULLER; DOYLE; STRAYER, 2015).

Além disso, a evolução das tecnologias computacionais, ferramentas de geoprocessamento e a popularização de geotecnologias, neste mesmo período, facilitaram a elaboração e obtenção de métricas que caracterizam o ambiente.

Com o crescente aumento no uso de geotecnologias, diversos índices para quantificar a fragmentação foram propostos. JUMANI et al. (2019), em um estudo de revisão sistemática sobre fragmentação de rios, identificaram 29 métodos para quantificar a fragmentação hidrográfica. A grande maioria dos índices compilados pelos autores exigem a utilização de ferramentas de geoprocessamento além do conhecimento sobre a localização de barragens, sobre o fluxo/volume do rio e a sua extensão. O estudo ainda aponta as vantagens e desvantagens de cada métrica e entre as desvantagens mais citadas estão: tratam da mesma forma barreiras de diferentes tamanhos; não incorporam a permeabilidade da barreira; não explicitamente analisam o efeito da barreira; o resultado pode ser suscetível a mudança de acordo com o tamanho da rede de drenagem, entre outras (JUMANI et al., 2019).

Outras abordagens têm desenvolvido métricas que realizam projeções quantificando as tendências de fragmentação em escalas espaciais e temporais com a implementação de barragens projetadas (GRILL et al., 2015; JUMANI et al., 2022). Mais recentemente, alguns estudos têm sido direcionados para identificar locais onde devem ser priorizadas as remoções dessas barreiras para restaurar a conectividade da rede de drenagem (JUMANI et al., 2022).

Apesar da grande quantidade de métricas sobre fragmentação existentes, muitas delas exigem conhecimentos específicos de experts e são pouco replicáveis em lugares com escassez de dados e/ou com diferentes abrangências espaciais (JUMANI et al., 2019). Especificidades locais exigem adaptações desses índices ou elaborações de novas métricas incorporando variáveis relevantes para cada região e propósito de análise.

No Brasil, estudos de fragmentação têm dado maior atenção para o potencial impacto das barragens hidrelétricas para a dispersão dos peixes migradores avaliando o efeito individual (por exemplo, ESGUÍCERO; ARCIFA, 2010) e cumulativo das barragens sobre essas populações (COUTO; MESSEGER; OLDEN, 2021; ZAMBALDI; POMPEU, 2020). De fato, esses barramentos são agentes antrópicos de fragmentação muito impactantes visto que além de bloquearem o curso livre da água, também alteram o fluxo transformando alguns trechos de ambiente lótico em lântico (GRILL et al., 2019).

No entanto, há outros agentes antrópicos de fragmentação, ainda pouco explorados no Brasil, e que também afetam populações aquáticas, especialmente peixes de menor porte e não-migradores (FRANKIEWICZ et al., 2021). Warren; Pardew (1998) avaliaram a influência de diferentes tipos de travessias rodoviárias (bueiros, “ford crossing”) sobre o movimento de peixes e observaram que o movimento é significativamente menor através de bueiros do que de outros tipos de travessias ou trechos naturais (WARREN; PARDEW, 1998). Estes resultados indicam que drenagens com grande densidade de bueiros também podem estar fisicamente fragmentados, e essa densidade pode ser uma variável importante a ser considerada em avaliações de fragmentação hidrológica (BELLETTI et al., 2020).

Dessa forma, estabelecer métricas que combinem diferentes agentes de fragmentação pode ser útil em estratégias de gestão de órgãos ambientais licenciadores e fiscalizadores. Além disso, essas métricas podem ser ferramentas importantes para o estabelecimento de estratégias de mitigação em áreas mais suscetíveis a desastres ambientais.

MÉTODOS

Para o desenvolvimento desse estudo, as análises de fragmentação foram focadas apenas na dimensão longitudinal do rio, ou seja, entre montante e jusante. Além disso, apenas barreiras físicas de origem antrópica foram consideradas. A avaliação dos índices de fragmentação e de intensidade do uso do solo foi realizada para a zona ripária da drenagem da bacia do rio Piranga, determinada a partir de um *buffer* de 100 m da hidrografia. Esse *buffer* foi utilizado para avaliar a fragmentação e facilitar a visualização dos gradientes na área de estudos. Todas as imagens resultantes das operações foram geradas com resolução espacial de 30 m.

As bases de dados utilizados encontram-se disponíveis gratuitamente nas plataformas digitais indicadas no Quadro 1. Todas as operações de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) foram realizadas com o ArcGIS Desktop 10.4 (ESRI, 2016) e todas elas podem ser realizadas, sem prejuízo dos resultados, em outros softwares como, por exemplo, QGIS.

Quadro 1: Base de dados.

| Base de dados | Fonte | Disponível em: |
|--|--|---|
| Delimitação da área de estudos | Bacias Hidrográficas Ottocodificadas (Nível Otto 3) | https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/b228d007-6d68-46e5-b30d-a1e191b2b21f |
| Rede hidrográfica | Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 5k (BHO5k) | https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/f7b1fc91-f5bc-4d0d-9f4f-f4e5061e5d8f |
| Trecho rodoviário | Trecho rodoviário da BC250 IBGE 2021 | https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html?=&t=downloads |
| Empreendimentos hidroelétricos (ANEEL) | Informações geoespaciais sobre as CGHs, PCHs e UHEs situadas em território nacional. | https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/56ac7cb5-aa22-4081-a135-c7fc0938a449 |
| Mapa de Cobertura e Uso do Solo | MapBiomias coleção 6, ano 2020 | https://mapbiomas.org/ |
| Delimitação das sub-bacias de análise | Bacias Hidrográficas Ottocodificadas (Níveis Otto 5) | https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/b228d007-6d68-46e5-b30d-a1e191b2b21f |

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada entre as coordenadas geográficas de 19°45' a 21°20' de latitude Sul e 42°01' a 43°81' de longitude Oeste, na porção a montante da bacia do rio Doce (Figura 1). Esta área foi delimitada com base na ottobacia 789, de nível 3 da Agência Nacional das Águas (Quadro 1) e ela abrange toda a extensão do rio Piranga e uma porção do rio Doce até a confluência com o rio Piracicaba. Para facilitar a representação, consideraremos neste estudo a ottobacia 789 como a bacia do rio Piranga. Ela possui uma área de 17.562,49 km² (24,65% da área da bacia do rio Doce), abrange 77 municípios que juntos possuem uma população de 1.173.146 habitantes (75,7% em área urbana e 24,3% em área rural; IBGE/CENSO 2010). Seu gradiente de altitude varia entre 203 e 1948 m. A bacia do rio Piranga possui uma unidade de conservação, o Parque Estadual do Rio Doce que tem área de 35,976 ha e apresenta a maior área contínua de mata atlântica preservada em Minas Gerais (Fonte: <http://www.ief.mg.gov.br/>).

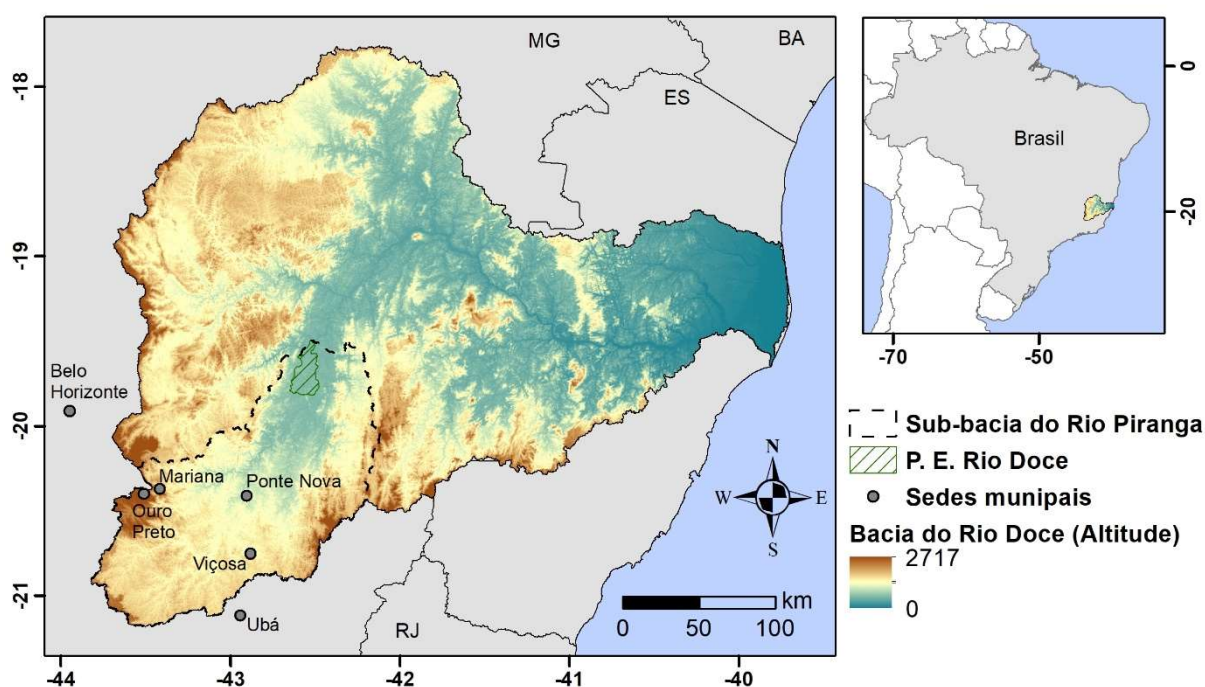


Figura 1: Gradiente de altitude da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e a localização da sub-bacia do rio Piranga (linha tracejada).

De acordo com o RSB2020, na bacia do rio Piranga há 41 barragens com alguma ameaça de rompimento, destas, 18 são barragens de contenção de rejeitos de mineração (Figura 2). Das dezoito barragens de rejeitos de minério na bacia do rio Piranga, dez são classificadas como de alto dano potencial associado, seis de médio dano potencial e duas possuem baixo dano potencial atribuído ao possível rompimento (Figura 3a). Quanto à categoria de risco, uma tem alto risco, uma tem médio, doze têm baixo risco. Apenas quatro estão classificadas como não se aplica, ou seja, são barragens que ainda não estão submetidas à Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB; BRASIL, 2010) ou barragens em fase de projeto/construção (Figura 3b).

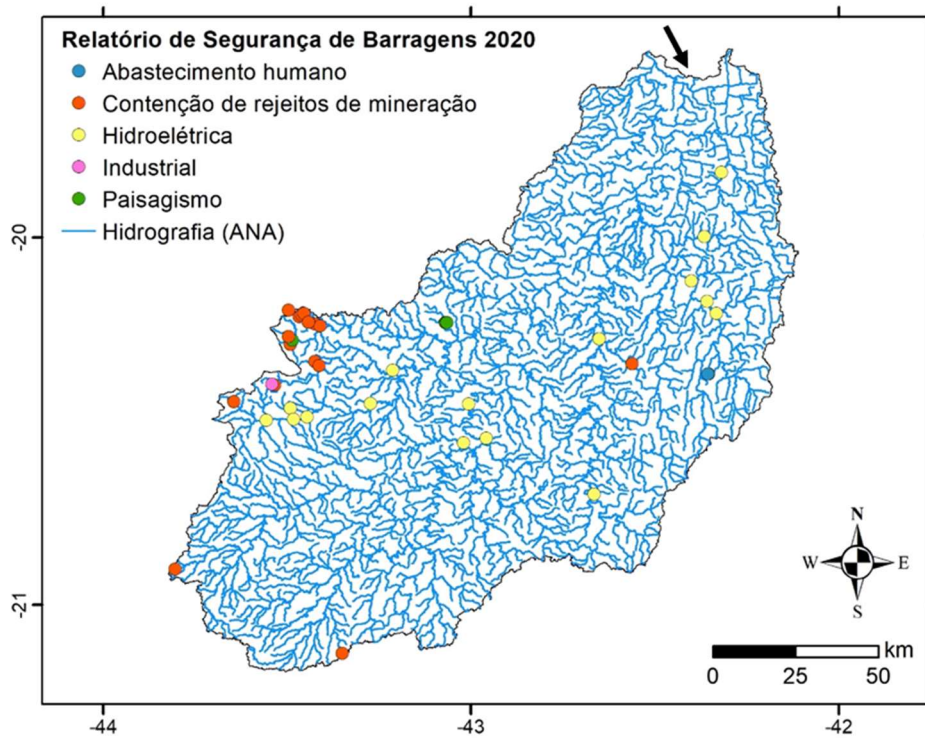


Figura 2: Localização das barragens com base no Relatório de Segurança de Barragens 2020 na bacia do Rio Piranga. Seta preta indica o exutório da bacia.

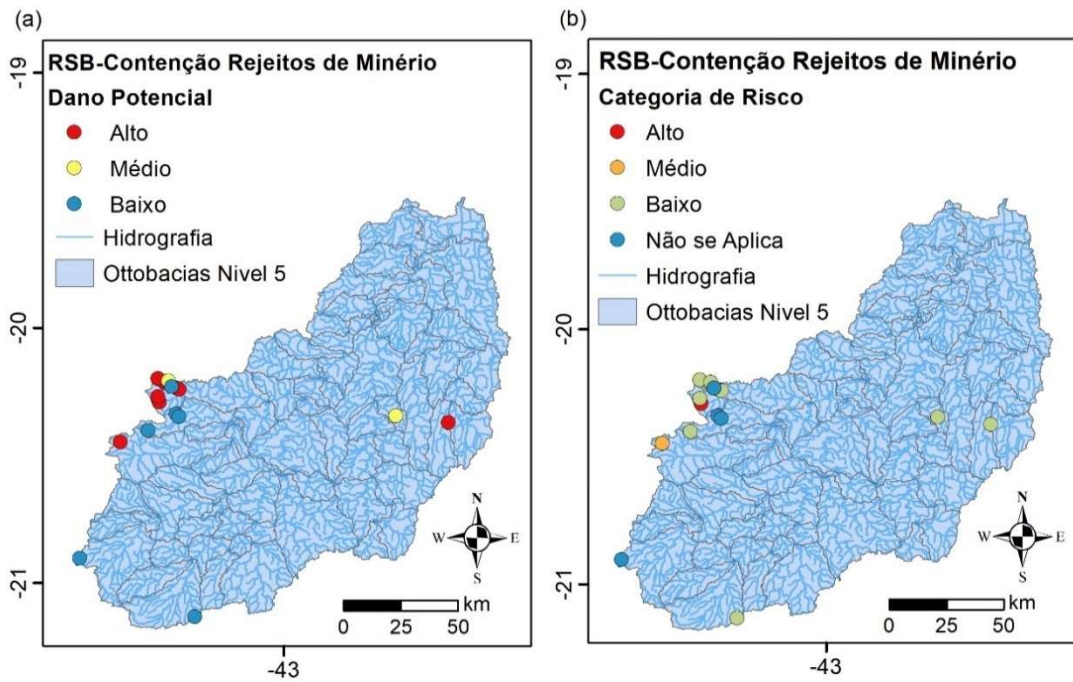


Figura 3: Localização e classificação das barragens com base no Relatório de Segurança de Barragens 2020, na bacia do rio Piranga, quanto ao dano potencial (a) e categoria de risco de rompimento (b).

As barragens de rejeitos de minério localizadas na bacia do rio Piranga estão inseridas em sete ottobacias de nível 5 (Figura 4). Dez estão localizadas na ottobacia da drenagem do Rio Gualaxo do Norte (ottobacia 78962, nos municípios de Mariana e Ouro Preto); três, estão na ottobacia do rio do Carmo (ottobacia 78964, também nos municípios de Ouro Preto e Mariana); uma no rio Gualaxo do Sul (ottobacia 78969, Ouro Preto); uma nas nascentes do rio Piranga (ottobacia 78989, Caranaíba); uma no Rio Xopotó (ottobacia 78999, Mercês); uma no ribeirão Santo Antônio do Grama (ottobacia 78942, Santo Antônio da Grama); e uma no rio Matipó (ottobacia 78928, Matipó).

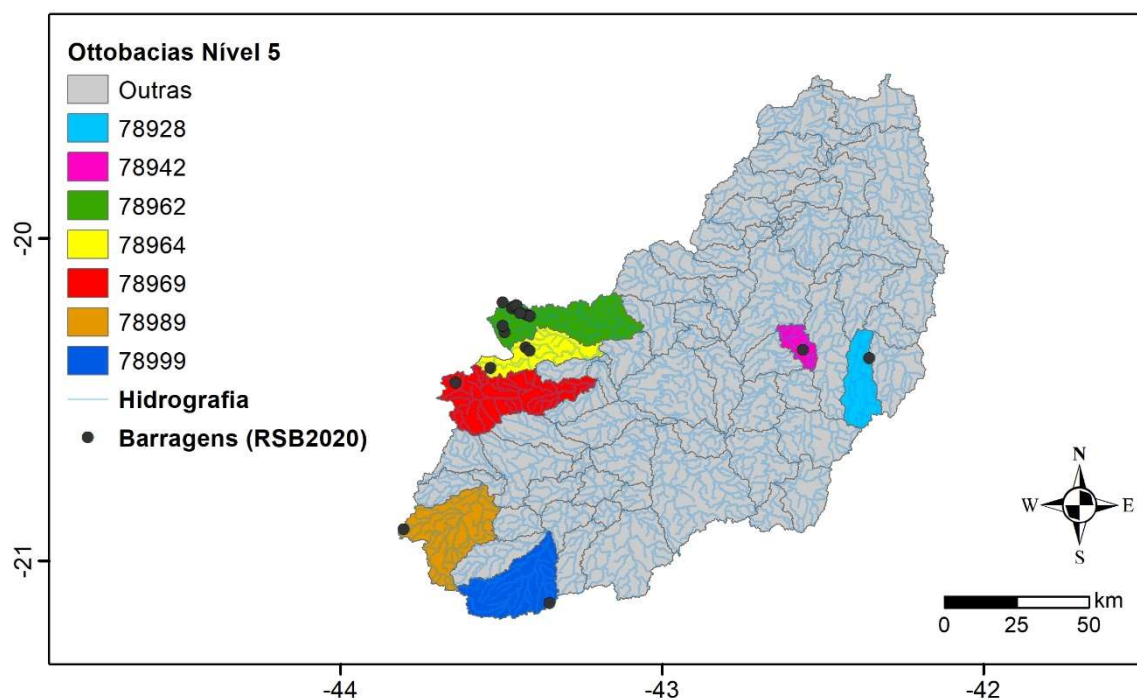


Figura 4: Localização e identificação das ottobacias nível 5 com barragens de contenção de rejeitos de minério na bacia do rio Piranga. RSB2020 = Relatório de Segurança de Barragens 2020.

ÍNDICE DE FRAGMENTAÇÃO

Para elaborar o índice de fragmentação hidrográfica foi necessário determinar os agentes de fragmentação. Consideramos como agentes de fragmentação as estruturas antrópicas que bloqueiam ou dificultam o fluxo livre da água. Para a bacia do rio Piranga foram considerados dois agentes de fragmentação: (i) as obras de arte especiais da malha viária que intersectam a rede hidrográfica (bueiros); e (ii) os barramentos de empreendimentos hidrelétricos. As imagens derivadas destes dois agentes foram unidas dando origem ao índice de fragmentação.

Obras de arte especiais da malha viária

As obras de arte especiais viárias são estruturas que têm a finalidade de transpor obstáculos como os rios, córregos, áreas alagáveis. Neste estudo, os bueiros, sejam simples, múltiplos, celulares ou tubulares, foram considerados como agentes de fragmentação. Apesar de muitas destas estruturas não bloquearem completamente o fluxo do rio, dentro dessas estruturas há uma alteração do meio físico (baixa luminosidade, substrato e fluxo da água

diferente do meio natural onde estão inseridos) que dificultam o deslocamento de fauna aquática (COTE et al., 2009) e que, muitas vezes, podem gerar degraus (Figura 5).



Figura 5: Estrutura de arte viária (bueiro tubular) entre o córrego Ouro Fino e uma estrada na área de estudo. A seta preta indica a direção do escoamento da água, de montante para jusante, e a seta vermelha indica a saída do escoamento da água no bueiro. A pluma branca observada é característica de água em queda. Essa queda d'água evidencia um degrau que dificulta e/ou impede o deslocamento da fauna aquática de jusante para montante. Fonte: Google Earth.

Para a identificação dessas estruturas, nós realizamos a intersecção entre as camadas de hidrografia e de malha viária (Quadro 1; Figura 6a), resultando em 1195 pontos. Esses pontos foram inspecionados no Google Earth para confirmar se realmente existiam e se eram bueiros ou pontes (Figura 7). Pontes não foram consideradas como agentes de fragmentação pois suas estruturas elevadas não impedem o livre fluxo da água e nem geram possíveis degraus e/ou barramentos. Do total de pontos (bueiros, pontes, sem intersecção), nós identificamos 577 bueiros e 449 pontes, 169 eram falsas intersecções (Figura 6b).

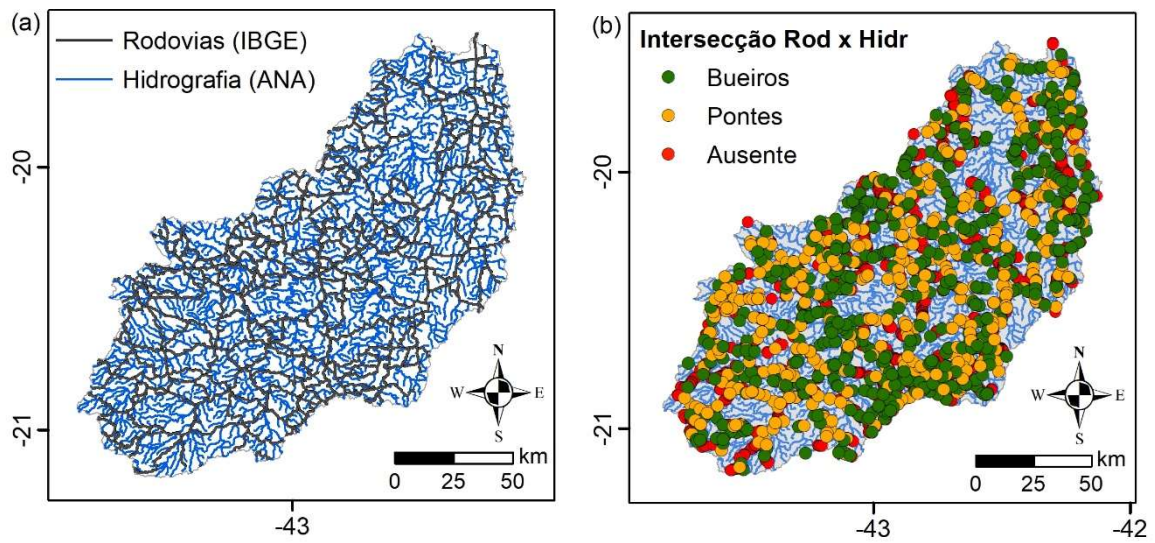


Figura 6: Sobreposição entre as camadas de hidrografia e rodovias (a) e a identificação dos pontos de intersecção entre essas camadas (b).



Figura 7: Identificação de obras de arte especiais viárias: bueiro e ponte. Note que a ponte tem pouca interferência no fluxo livre da água, enquanto no bueiro o curso d'água fica subterrâneo por alguns metros. Fonte: Google Earth.

Após a identificação dos cruzamentos que alteram o fluxo livre da água (bueiros), foi calculada a densidade de bueiros por km² por meio da densidade de Kernel. A densidade de Kernel foi determinada no software ArcGIS, considerando: tamanho da célula de 30m, unidade de área definida como quilômetro quadrado, valores de saída igual a densidade e utilizado método planar. Foi utilizada a densidade visto que uma sequência de bueiros pode oferecer uma resistência muito maior para o deslocamento da fauna aquática do que apenas um bueiro, ou seja, seus efeitos cumulativos tendem a ser mais pronunciados. Optou-se pelo índice de Kernel pois este método não necessita a prévia delimitação da área para a qual se deseja calcular a densidade, ele utiliza métodos de interpolação para calcular uma probabilidade de ocorrência de pontos gerando “hotspots” de densidade. A imagem resultante da densidade foi extraída para a zona ripária (buffer de 100m da hidrografia) e reclassificada em seis níveis: classe 1 – valores de densidade menores que 0,01; classe 2 – entre 0,011 e 0,05; classe 3 – entre 0,051 e 0,1; classe 4 – entre 0,11 e 0,5; classe 5 – entre 0,51 e 1; classe 6 – densidade maiores que 1.

Barramentos com reservatórios e/ou empreendimentos hidrelétricos

Para a identificação dos reservatórios que causam o bloqueio do livre curso d'água, foram utilizadas as bases dos empreendimentos hidroelétricos da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) que identificam a localização das Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGH) e Usinas Hidrelétricas (UHE) (Quadro 1). Essas camadas foram recortadas para a área da bacia do rio Piranga. Para a identificação de outros tipos de barramentos (não hidrelétricos) que impedem o fluxo livre da água (barramentos para abastecimento público, por exemplo), foram utilizados pontos de localização de reservatórios obtidos do Relatório de Segurança de Barragens. Esses pontos foram importados para o ArcGIS, recortados para a bacia do rio Piranga, sobrepostos com a hidrografia e conferida sua identificação e localização.

Após a compilação dessas camadas (ANEEL e Relatório de Barragens), elas foram unidas e totalizaram 16 barragens (5 PCH, 9 CGH, 2 UHE). Não foram identificadas barragens de outros usos, mas seis barragens (três PCH e três CGH) que não estavam presentes na camada da ANEEL foram identificados pelo relatório das barragens.

Essas barragens compiladas foram inspecionadas no Google Earth e verificada a extensão que o reservatório ocupa na drenagem. A informação da extensão do reservatório foi

verificada nos sites das concessionárias que administram esses empreendimentos e confirmadas no Google Earth pois nem todos os empreendimentos possuem essa informação disponibilizada no meio eletrônico (Figura 8). A extensão do reservatório foi utilizada para quantificar a magnitude da fragmentação gerada por cada empreendimento, sendo a extensão do reservatório a magnitude máxima. Para as barragens que não apresentam reservatórios foi considerada a extensão de 100 m.

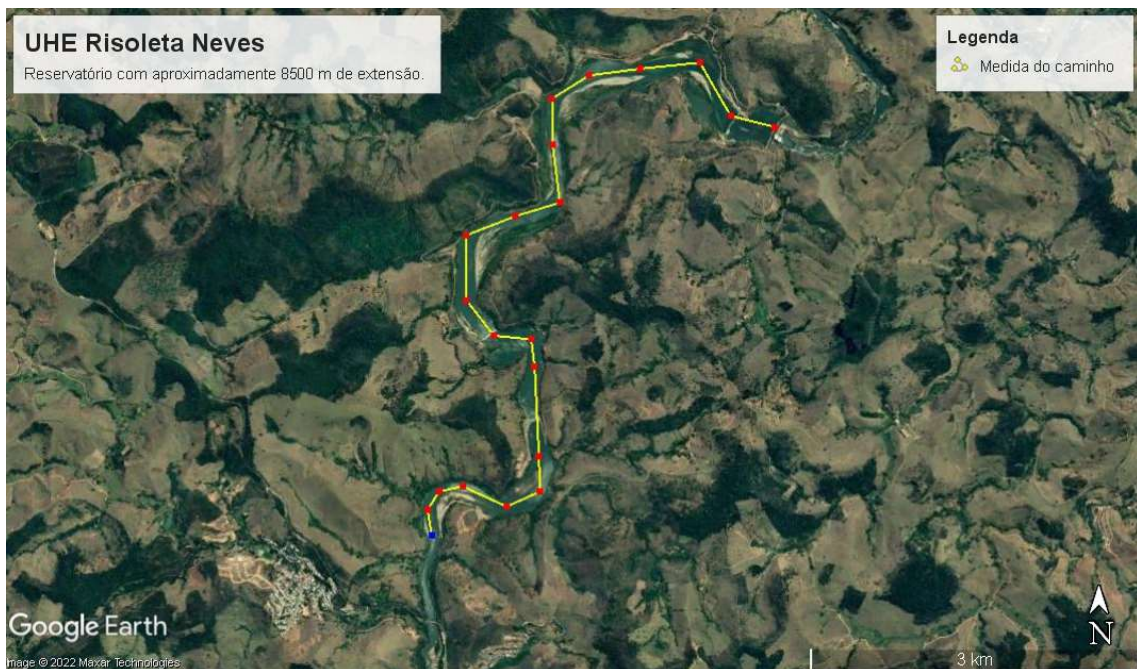


Figura 8: Delimitação da extensão do reservatório da UHE Risoleta Neves, Rio Doce – MG. Fonte: Google Earth.

Para cada uma das 16 barragem (Figura 9) foi calculada a distância ao longo do curso d'água até sua porção mais a montante da bacia. A distância foi calculada com a função *Cost Distance* no ArcGIS sem aplicação de pesos, ou seja, os valores da camada *Cost Distance* representam apenas as distâncias pixel a pixel. Essa camada de distância foi calculada para a drenagem (Zona Ripária) a montante de cada barragem (Figura 9b). Consideramos que o efeito fragmentador da barragem sempre se dá à montante do barramento já que o foco deste estudo é avaliar a “resistência da paisagem” aos processos de recolonização de espécies aquáticas após desastres ambientais provocados por rompimentos de barragens de rejeitos de mineração, geralmente localizadas nas regiões mais a montante das bacias.

Os mapas de distâncias de custo para cada barragem foram reclassificados em seis classes de acordo com a extensão de cada reservatório:

- Classe 6 - representa a extensão do rio que foi substituída pela área do reservatório e representa a região mais fragmentada por esse barramento;
- Classe 5 - representa as distâncias entre a área do reservatório e duas vezes a extensão do reservatório;
- Classe 4 - representa a distância entre a classe cinco e duas vezes a extensão do reservatório;
- Classe 3 e 2 - mesma lógica da classe quatro.
- Classe 1 - representa a distância entre a classe dois e todo o restante da drenagem até suas nascentes.

Por exemplo, reservatórios com extensão de 1000 m foram classificadas como 6; distâncias entre 1000 e 3000 m classificadas como 5; entre 3000 e 5000 classificadas como 4; e assim sucessivamente até chegar à classe 1 que abrangeu todas as distâncias restantes (Figura 9c).

Os dezesseis mapas de distâncias reclassificados (um para cada barragem) foram unidos utilizando a função *Mosaic to New Raster* do ArcGIS, e seus valores de pixels foram sobrepostos prevalecendo os valores de maior distância.

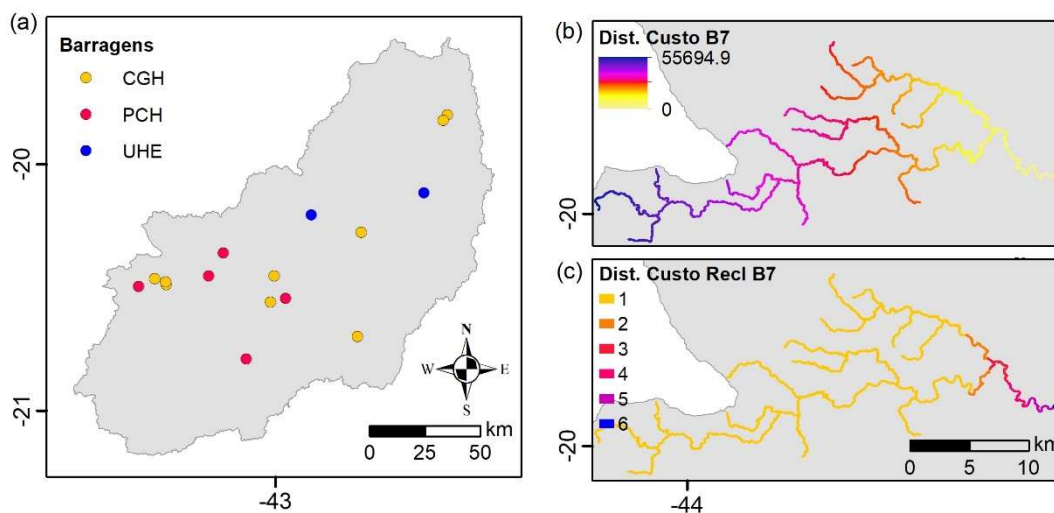


Figura 9: Camadas intermediárias para obtenção do mapa dos barramentos como agentes de fragmentação: (a) localização dos 16 barramentos; (b) mapa de distância de custo calculado para o barramento 7; (c) reclassificação do mapa de distância de custo do barramento 7 (1500 m).

União das camadas dos agentes de fragmentação = índice de fragmentação

Para elaborar o índice de fragmentação foi necessário unir as camadas de densidade de bueiros e de barramentos. Para isso, foram realizados testes com diferentes funções no ArcGis a fim de verificar qual delas caracterizaria melhor a fragmentação hidrográfica.

A função *Weighted Overlay*, que pondera a importância da camada com a porcentagem de influência de cada uma, não foi satisfatória. Mesmo quando a importância da camada de barragens era definida como 60, 70 ou 80% maior que a camada de densidade de bueiros, a combinação entre elas resultava numa diminuição do valor do pixel correspondente a alta fragmentação pelo barramento quando ele se sobrepunha com baixa densidade de bueiros. Uma vez que o valor do pixel corresponde a uma alta fragmentação, seu valor não deveria diminuir com a sobreposição de outra camada com valor de pixel menor.

Para evitar esse erro, utilizamos a função que faz uma soma ponderada para unir as camadas (*Weighted Sum*). Essa função multiplica cada uma das camadas por pesos e soma os valores resultantes. Os pesos foram definidos como 1 para a camada das barragens e 0,5 para a camada densidade de bueiros. Consideramos a camada das barragens com uma influência duas vezes maior que a camada da densidade de bueiros, pois o poder de bloqueio e alteração do fluxo livre da água é maior em barragens do que em bueiros. A imagem resultante dessa sobreposição gerou uma imagem com valores de pixels entre 0 e 8. Esses valores foram reclassificados em seis classes e resultaram no índice de Fragmentação: classe 1 – valores menores que dois, região com fragmentação muito baixa; classe 2 – valores entre dois e três, fragmentação baixa; classe 3 – valores entre três e quatro, fragmentação média; classe 4 – valores entre quatro e cinco, fragmentação alta; classe 5 – valores entre cinco e seis, fragmentação muito alta; e classe 6 – valores maiores que seis, fragmentação extremamente alta ou intransponível (Quadro 2).

Quadro 2: Peso atribuído *versus* valores dos pixels das camadas Barragens e Densidade de bueiros, resultado de suas sobreposições e a classe correspondente a sua fragmentação.

| Barragens Peso x Valor | Ds. Bueiros Peso x Valor | Resultado Sobreposição | Classe | Fragmentação |
|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|--------|----------------------------------|
| 1 x 6 | 0,5 x 3 | 7,5 | 6 | Extremamente alta/Intransponível |
| 1 x 6 | 0,5 x 2 | 7 | 6 | Extremamente alta/Intransponível |
| 1 x 6 | 0,5 x 1 | 6,5 | 6 | Extremamente alta/Intransponível |
| 1 x 5 | 0,5 x 3 | 6,5 | 6 | Extremamente alta/Intransponível |

| Barragens Peso x Valor | Ds. Bueiros Peso x Valor | Resultado Sobreposição | Classe | Fragmentação |
|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|--------|----------------------------------|
| 1 x 5 | 0,5 x 2 | 6 | 6 | Extremamente alta/Intransponível |
| 1 x 5 | 0,5 x 1 | 5,5 | 5 | Muito alta |
| 1 x 4 | 0,5 x 3 | 5,5 | 5 | Muito alta |
| 1 x 4 | 0,5 x 2 | 5 | 5 | Muito alta |
| 1 x 4 | 0,5 x 1 | 4,5 | 4 | Alta |
| 1 x 3 | 0,5 x 3 | 4,5 | 4 | Alta |
| 1 x 3 | 0,5 x 2 | 4 | 4 | Alta |
| 1 x 3 | 0,5 x 1 | 3,5 | 3 | Média |
| 1 x 2 | 0,5 x 3 | 3,5 | 3 | Média |
| 1 x 2 | 0,5 x 2 | 3 | 3 | Média |
| 1 x 2 | 0,5 x 1 | 2,5 | 2 | Baixa |
| 1 x 1 | 0,5 x 3 | 2,5 | 2 | Baixa |
| 1 x 1 | 0,5 x 2 | 2 | 2 | Baixa |
| 1 x 1 | 0,5 x 1 | 1,5 | 1 | Muito baixa |
| 1 x 0 | 0,5 x 3 | 1,5 | 1 | Muito baixa |
| 1 x 0 | 0,5 x 2 | 1 | 1 | Muito baixa |
| 1 x 0 | 0,5 x 1 | 0,5 | 1 | Muito baixa |

ÍNDICE DE INTENSIDADE DE USO DA ZONA RIPÁRIA

Além da fragmentação hidrográfica, a qualidade ambiental também é muito importante para a persistência das comunidades aquáticas. Para avaliar a qualidade ambiental utilizamos o mapeamento de cobertura e uso do solo do MapBiomas, coleção 6, ano base 2020 (MAPBIOMAS, 2021). Utilizamos os limites da zona ripária (*buffer* de 100m da hidrografia) como máscara para extrair as classes de cobertura e uso do solo. Identificamos treze classes de cobertura e uso do solo na zona ripária (Figura 10). Essas classes foram reclassificadas de acordo com sua intensidade de uso.

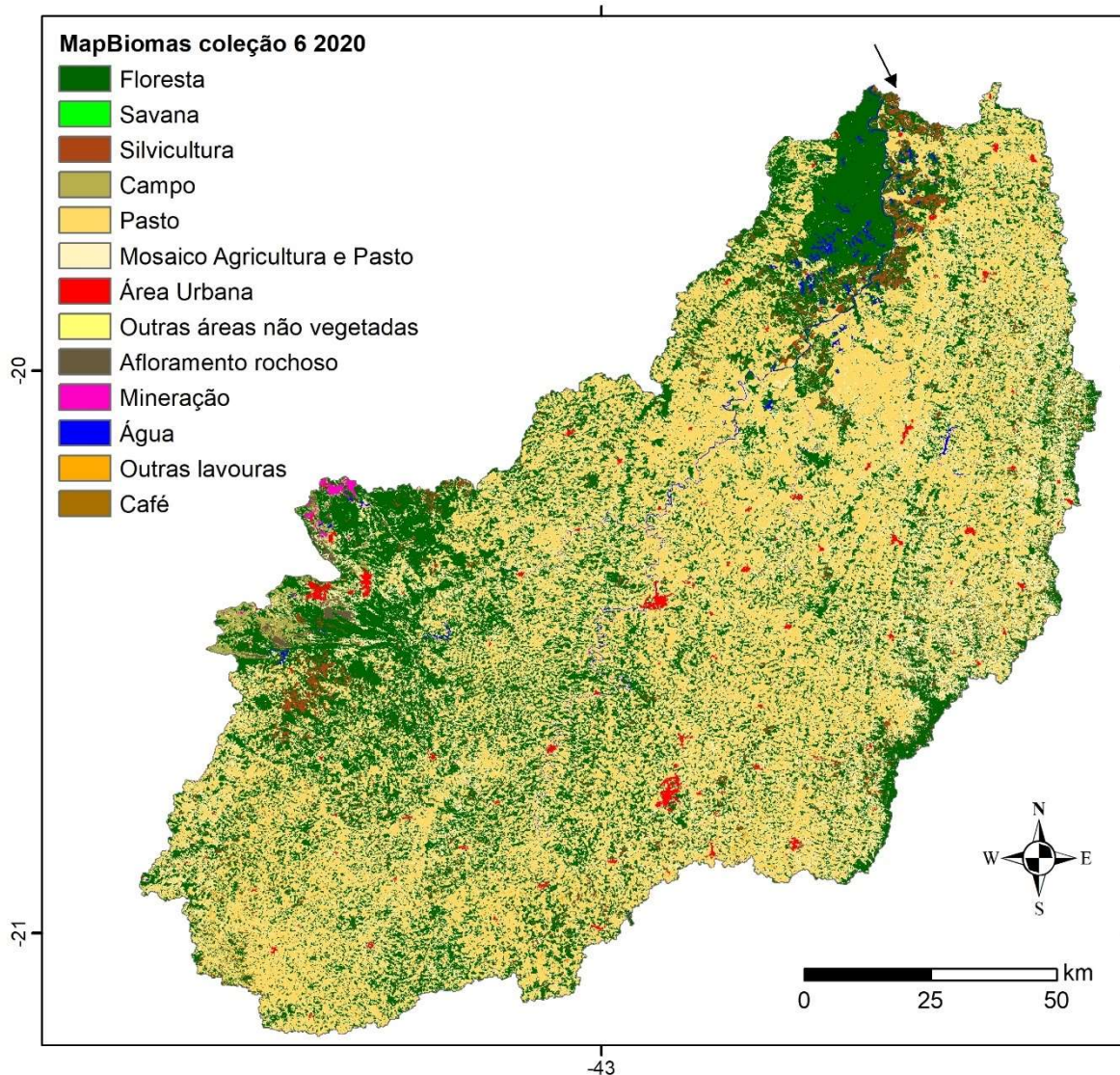


Figura 10: Mapa de cobertura e uso do solo, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. Fonte: MapBiomias coleção 6 2020.

Classes de cobertura natural (florestas, formações savânicas, campo, afloramento rochoso, água) foram definidas com o valor 1; classes de uso agrícola (silvicultura, pasto, mosaico agricultura e pasto, outras áreas não vegetadas, outras lavouras e lavouras de café) foram definidas com valor 3; e as demais classes de uso (área urbana e mineração) foram definidas com valor 5. Esses valores foram atribuídos representam o potencial de dano que os usos podem acarretar à qualidade da água. Valor 1, significa um local com uma boa qualidade, ou seja, baixa intensidade de uso (zona ripária com cobertura do solo natural); valor 3, qualidade média (a conversão do uso do solo aumenta o assoreamento e reduz a heterogeneidade ambiental, além disso, possíveis insumos agrícolas podem ser carregados para os corpos d'água

reduzindo a qualidade ambiental); valor 5, baixa qualidade (falta de tratamento adequado dos resíduos urbanos, aumento da poluição orgânica e química; rompimentos e/ou extravasamentos de rejeitos de mineração que levam à contaminação da água, reduzem oxigênio dissolvido, etc).

MAPA DE SUSCETIBILIDADE AMBIENTAL

Da mesma forma que o índice de fragmentação, o mapa de suscetibilidade foi elaborado através da função *Weighted Sum* unindo as camadas de índice de fragmentação e de intensidade de uso na zona ripária. Considerando que a conectividade é um elemento chave no processo de recolonização, a camada de qualidade ambiental da zona ripária (ou intensidade de uso) recebeu peso 0,5 de importância mesmo entendendo que tanto a fragmentação como a qualidade ambiental da zona ripária (ou intensidade de uso) são importantes para manutenção e persistência de comunidades aquáticas. A imagem resultante da sobreposição foi reclassificada em seis classes de acordo com os valores da sobreposição (Quadro 3) gerando o mapa de suscetibilidade. Da mesma forma que para o índice de fragmentação, a função *Weighted Sum* pode ser substituída por outras funções que também fazem operações matemáticas entre camadas matriciais, por exemplo, calculadora raster que está presente no software ArcGIS e QGIS.

Quadro 3: Peso atribuído *versus* valores dos pixels das camadas Barragens e Densidade de bueiros, resultado de suas sobreposições e a classe correspondente a sua fragmentação.

| Barragens Peso x Valor | Intensidade Uso Solo Peso x Valor | Resultado Sobreposição | Classe | Suscetibilidade |
|------------------------|-----------------------------------|------------------------|--------|-------------------|
| 1 x 6 | 0,5 x 5 | 8,5 | 6 | Extremamente alta |
| 1 x 6 | 0,5 x 3 | 7,5 | 6 | Extremamente alta |
| 1 x 6 | 0,5 x 1 | 6,5 | 6 | Extremamente alta |
| 1 x 5 | 0,5 x 5 | 7,5 | 6 | Extremamente alta |
| 1 x 5 | 0,5 x 3 | 6,5 | 6 | Extremamente alta |
| 1 x 5 | 0,5 x 1 | 5,5 | 5 | Muito alta |
| 1 x 4 | 0,5 x 5 | 6,5 | 6 | Extremamente alta |
| 1 x 4 | 0,5 x 3 | 5,5 | 5 | Muito alta |
| 1 x 4 | 0,5 x 1 | 4,5 | 4 | Alta |
| 1 x 3 | 0,5 x 5 | 5,5 | 5 | Muito Alta |
| 1 x 3 | 0,5 x 3 | 4,5 | 4 | Alta |

| Barragens Peso x Valor | Intensidade Uso Solo Peso x Valor | Resultado Sobreposição | Classe | Suscetibilidade |
|------------------------|-----------------------------------|------------------------|--------|-----------------|
| 1 x 3 | 0,5 x 1 | 3,5 | 3 | Média |
| 1 x 2 | 0,5 x 5 | 4,5 | 4 | Alta |
| 1 x 2 | 0,5 x 3 | 3,5 | 3 | Média |
| 1 x 2 | 0,5 x 1 | 2,5 | 2 | Baixa |
| 1 x 1 | 0,5 x 5 | 3,5 | 3 | Média |
| 1 x 1 | 0,5 x 3 | 2,5 | 2 | Baixa |
| 1 x 1 | 0,5 x 1 | 1,5 | 1 | Muito baixa |
| 1 x 0 | 0,5 x 5 | 2,5 | 2 | Baixa |
| 1 x 0 | 0,5 x 3 | 1,5 | 1 | Muito baixa |
| 1 x 0 | 0,5 x 1 | 0,5 | 1 | Muito baixa |

AValiação DAS ÁREAS SOB AMEAÇAS DAS ATIVIDADES DE MINERAÇÃO

A partir da identificação e localização das barragens de rejeitos de minério presentes no RSB 2020, nós avaliamos qual desses possíveis rompimentos acarretariam grande perda biológica. Isto é, em qual das sub-bacias, onde as barragens de rejeito de minério estão localizadas, a biodiversidade levaria mais tempo para se recuperar, levando em consideração a qualidade ambiental da sub-bacia e sua fragmentação. A avaliação foi feita no nível 5 de ottobacias. Nós identificamos as ottobacias onde as barragens cadastradas no RSB2020 estão inseridas e extraímos os valores médios de fragmentação, intensidade de uso da zona ripária e qualidade ambiental.

RESULTADOS

Os mapas resultantes da aplicação dos índices propostos mostram que a metodologia aplicada pode ser facilmente aplicada em outras bacias hidrográficas. A avaliação dos índices na bacia do rio Piranga indica a existência de sub-bacias que merecem atenção de gestores na definição e priorização de estratégias de mitigação. A seguir apresentamos os resultados para cada índice. Os índices de fragmentação, de intensidade de uso do solo na zona ripária e de suscetibilidade ambiental são apresentados na escala de zona ripária e de ottobacia nível 5.

FRAGMENTAÇÃO HIDROGRÁFICA

Com relação aos mapas intermediários para a obtenção do índice de fragmentação, observamos uma similaridade espacial entre algumas áreas com maior densidade de bueiros e áreas mais fragmentadas por barramentos hidrelétricos (Figura 11 e 12).

O mapa de densidade de Kernel de bueiros mostrou uma amplitude de variação entre 0 bueiro por km² até aproximadamente 1 bueiro a cada 10 km². Esse mapa foi extraído para a zona ripária e, seguindo os critérios da reclassificação, foram identificadas as classes 1 (valor de densidade menores que 0,01), 2 (valor entre 0,011 e 0,05) e 3 (valor entre 0,051 e 0,1) (Figura 11).

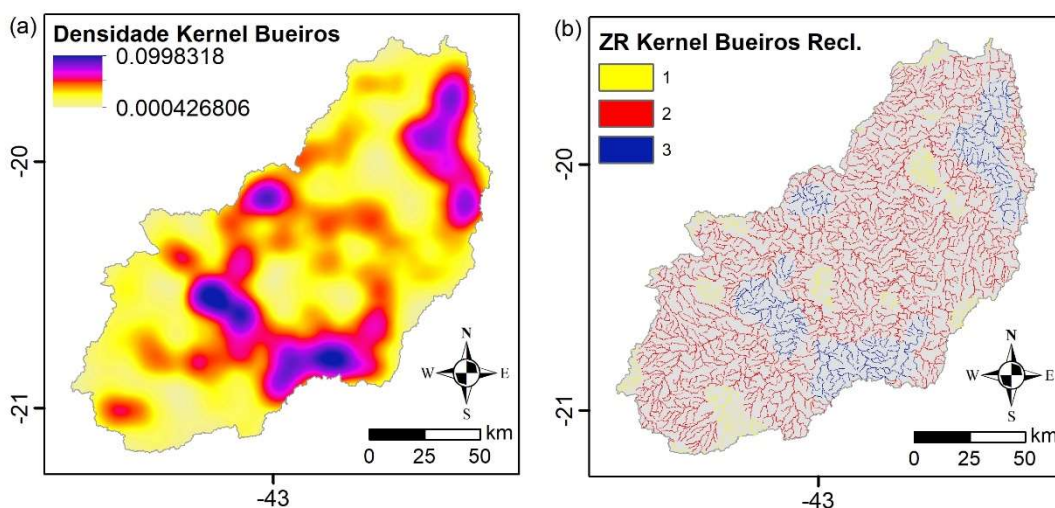


Figura 11: Mapa de densidade de Bueiros (Kernel) para a bacia do rio Piranga (a); resultado dos valores de densidade de Kernel extraídos para a zona ripária e reclassificados em três classes: Classe 1 equivale a densidade de 0,0004 até 0,001, Classe 2, 0,001 até 0,05 e Classe, entre 0,05 e 0,1 (b).

Com relação ao mapa das distâncias dos 16 barramentos hidrelétricos, observamos que a região mais a jusante da sub-bacia não possui nenhum barramento (Figura 12). A maior concentração dos barramentos hidrelétricos ocorre na região central da sub-bacia e a maior influência é dada pelas UHE (Figura 12).

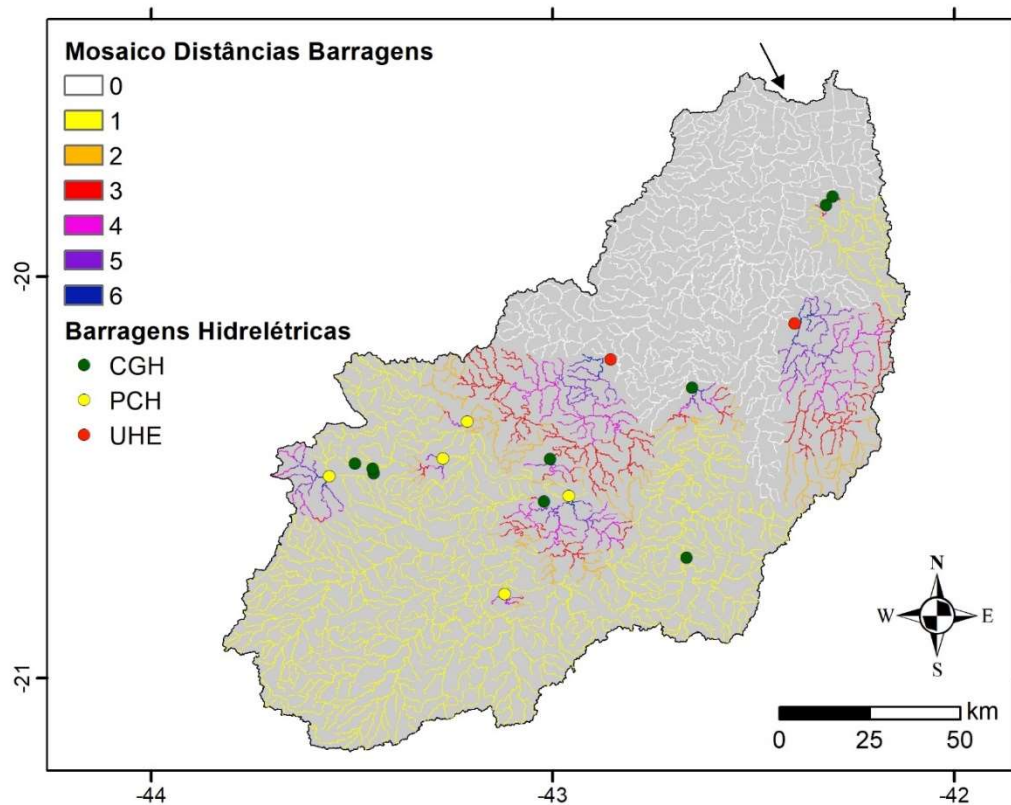


Figura 12: Resultado da união (mosaico) das camadas de distância dos barramentos reclassificados de acordo com a extensão do reservatório de cada um. Seta preta indica o exutório da sub-bacia do rio Piranga. CGH: Centrais Geradoras Hidrelétricas; PCH: Pequenas Centrais Hidrelétricas; UHE: Usinas Hidrelétricas.

A partir da combinação das camadas dos agentes de fragmentação (Figura 11b e 12) foi gerado o índice de fragmentação (Figura 13). A avaliação do índice de fragmentação na bacia do rio Piranga mostra que 17% da área da bacia apresenta fragmentação alta a extremamente alta (Tabela 1). Maiores concentrações dessas áreas são observadas próximas às duas UHE instaladas na bacia (Figura 13).

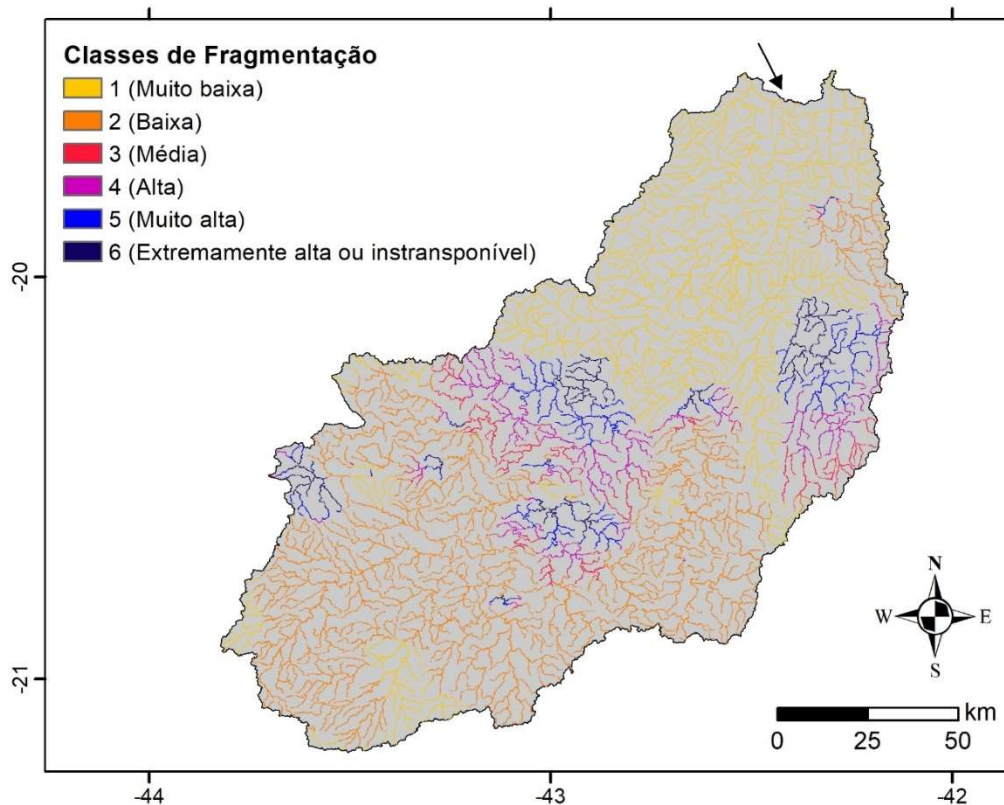


Figura 13: Mapa de fragmentação hidrográfica considerando barramentos de empreendimentos hidrelétricos e densidade de bueiros para a bacia do rio Piranga, Minas Gerais. A seta preta indica o exutório da bacia.

Tabela 1: Porcentagem de pixels em cada categoria de fragmentação na bacia do rio Piranga, Minas Gerais.

| Classe | Categoria | Número de Pixels | Porcentagem |
|--------------|-------------------------------------|------------------|-------------|
| 1 | Muito baixa | 775026 | 34 |
| 2 | Baixa | 968481 | 43 |
| 3 | Média | 127079 | 6 |
| 4 | Alta | 159882 | 7 |
| 5 | Muito Alta | 134774 | 6 |
| 6 | Extremamente alta ou intransponível | 99321 | 4 |
| Total | | 2264563 | 100 |

INTENSIDADE DE USO DO SOLO NA ZONA RIPÁRIA

A avaliação da cobertura e uso do solo para a zona ripária da bacia do rio Piranga mostra uma diminuição das classes de cobertura natural quando comparada com toda a área da bacia (Tabela 2). Por exemplo, a cobertura florestal ocupa aproximadamente 32% da bacia do rio Piranga, quando restringimos a avaliação para zona ripária essa porcentagem reduz para aproximadamente 20%.

Tabela 2 Porcentagem de cobertura e uso do solo, na bacia do rio Piranga e na zona ripária (100 m).

| ID | Classe | Bacia (%) | Zona ripária (%) |
|----|--------------------------------|--------------|------------------|
| 3 | Floresta | 31,89 | 19,58 |
| 4 | Formações savânicas | 0,02 | 0,02 |
| 9 | Silvicultura | 2,19 | 1,01 |
| 12 | Campo | 0,67 | 0,49 |
| 15 | Pasto | 43,97 | 52,56 |
| 21 | Mosaico agricultura pasto | 18,56 | 21,10 |
| 24 | Área urbana | 0,63 | 1,31 |
| 25 | Outras áreas não vegetadas | 0,08 | 0,16 |
| 29 | Afloramento rochoso | 0,37 | 0,13 |
| 30 | Mineração | 0,09 | 0,14 |
| 33 | Água (Rio, lagos, lagoas) | 0,56 | 2,50 |
| 41 | Outras lavouras | 0,47 | 0,71 |
| 46 | Café | 0,5 | 0,28 |
| | Total Cobertura Natural | 33,51 | 22,72 |
| | Total de Uso Antrópico | 66,49 | 77,28 |

Com relação a categorização da intensidade da cobertura e uso do solo, ou qualidade ambiental da zona ripária (Figura 14), as áreas de intensidade baixa (cobertura natural) cobrem 22,72% da área total da zona ripária, áreas de intensidade de uso moderado (uso agrícola/agropecuário) cobrem 75,82 % e as áreas de intensidade alta (área urbana e mineração) 1,46%.

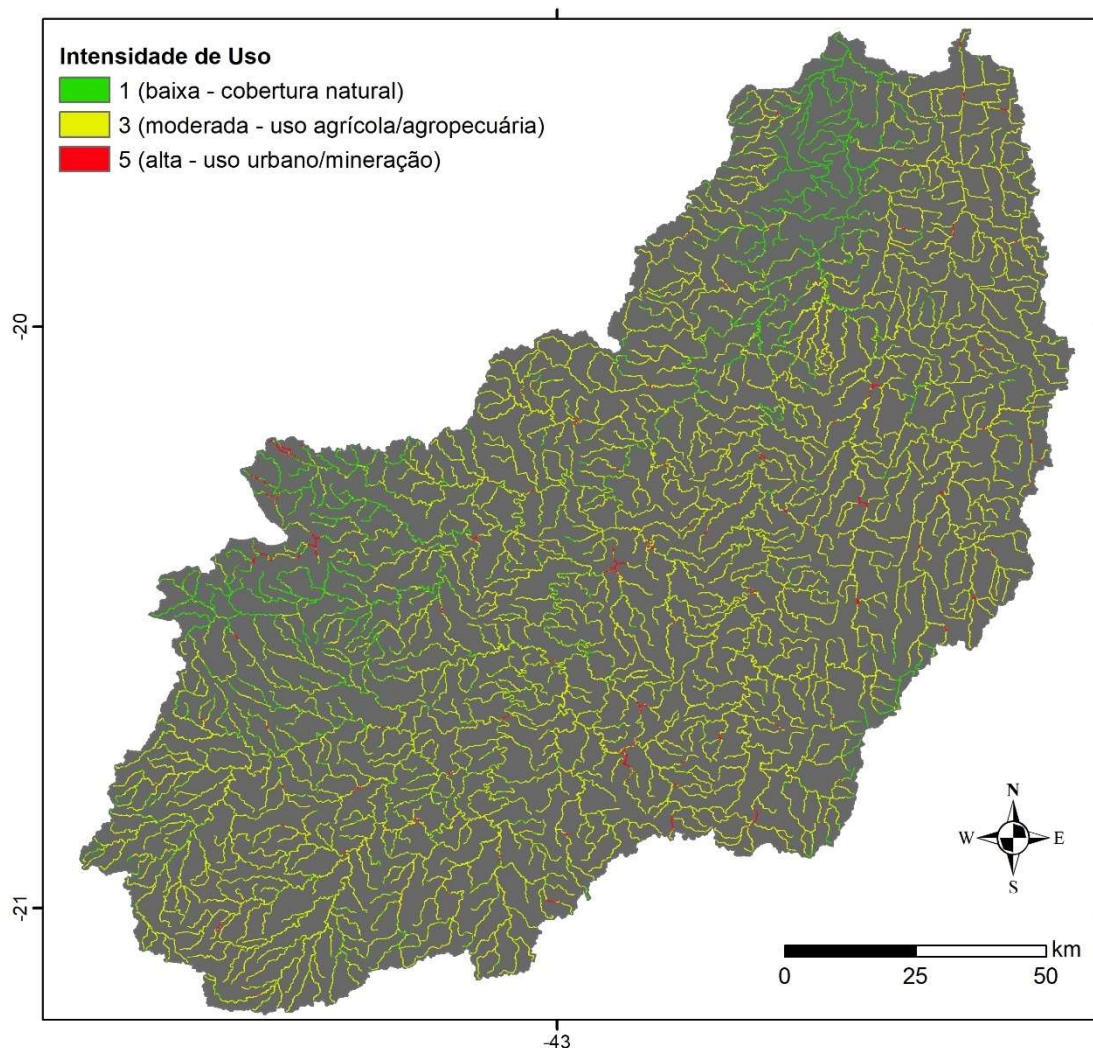


Figura 14: Mapa de Intensidade de Uso e cobertura do solo na zona ripária, bacia do rio Piranga, Minas Gerais.

SUSCETIBILIDADE AMBIENTAL

A suscetibilidade ambiental à perda de espécies aquáticas leva em consideração a fragmentação hidrológica e a intensidade de cobertura e uso do solo na zona ripária. A bacia do rio Piranga parece apresentar um gradiente entre baixa suscetibilidade na porção a jusante da bacia, alta suscetibilidade na porção central e média na porção a montante da bacia (Figura 15).

A avaliação da suscetibilidade ambiental na bacia mostrou que aproximadamente 23% da área apresenta uma suscetibilidade alta a extremamente alta, 35% uma suscetibilidade média e 42% uma suscetibilidade baixa e muito baixa (Tabela 3 e Figura 15).

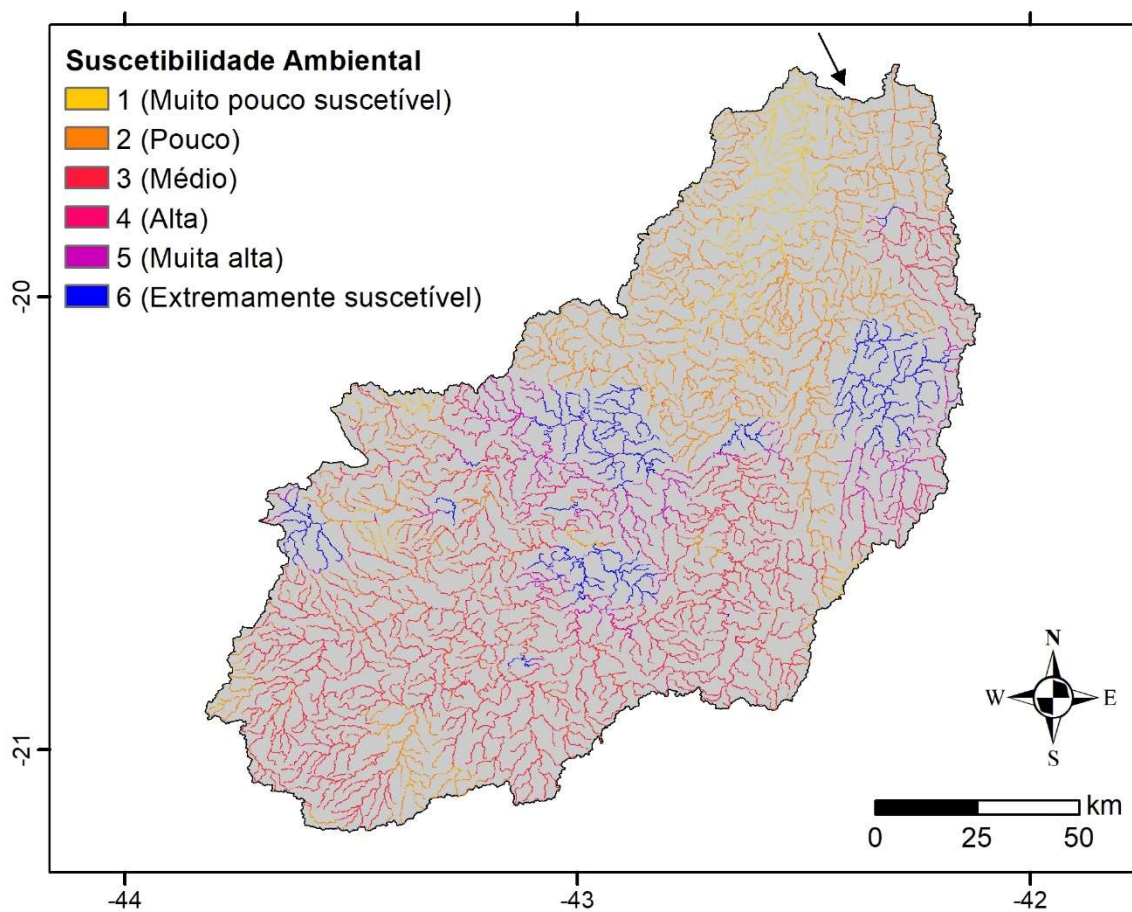


Figura 15: Mapa de suscetibilidade ambiental da zona ripária, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. A seta preta indica o exutório da bacia.

Tabela 3: Número e porcentagem de pixels nas classes de suscetibilidade ambiental na bacia do rio Piranga, Minas Gerais.

| Classe | Suscetibilidade | Número de Pixels | Porcentagem |
|--------------|-------------------|------------------|-------------|
| 1 | Muito baixa | 201904 | 9,36 |
| 2 | Baixa | 717070 | 33,26 |
| 3 | Média | 750877 | 34,82 |
| 4 | Alta | 276141 | 6,05 |
| 5 | Muito Alta | 151236 | 7,01 |
| 6 | Extremamente alta | 204657 | 9,49 |
| Total | | 2301885 | 100 |

ÁREAS SOB AMEAÇAS DAS ATIVIDADES DE MINERAÇÃO

Do total de 81 ottobacias analisadas: 27 possuem fragmentação muito baixa (valor médio igual a 1); 27 baixa fragmentação (valor entre 1,01 e 2); 9 média fragmentação (valor entre 2,01 e 3); 7 alta fragmentação (valor entre 3,01 e 4); 4 muito alta (valor entre 4,01 e 5); e 7 extremamente alta (valor entre 5,01 e 6) (Figura 16a). Das sete ottobacias com presença de barragens de rejeito de minério, duas possuem baixa fragmentação, três média, uma alta e uma extremamente alta (Tabela 4).

Com relação à intensidade de cobertura e uso do solo médio, a maior parte das ottobacias (N = 78) possuem uma intensidade de uso entre baixa e moderada (valores entre 1,04 e 3); três possuem uma intensidade entre moderada e alta (valores médios acima de 3) (Figura 16b). Todas as ottobacias com barragens de rejeito de minério possuem uma intensidade de uso do solo moderada (valores entre 1,71 e 2,83; Tabela 4).

Com relação à suscetibilidade média por ottobacias, observamos que 25% das ottobacias apresentaram suscetibilidade alta a extremamente. Trinta ottobacias possuem uma suscetibilidade muito baixa (37%); 28, baixa (35%); 8, moderada (10%); 6, alta (7%); 8, muito alta (10%); e 1 suscetibilidade extremamente alta (1%) (Figura 16c). Considerando as ottobacias com risco de rompimento de barragens de rejeito de minério, duas apresentaram suscetibilidade alta, duas moderada e três uma baixa suscetibilidade. Os maiores valores de suscetibilidade foram encontrados nas ottobacias 78942, 78928 e 78969 (Tabela 4).

Tabela 4: Valores médios de fragmentação hidrográfica, de intensidade de cobertura e uso do solo na zona ripária e suscetibilidade ambiental para as ottobacias que possuem barragens de rejeito minério, bacia do rio Piranga, Minas Gerais. Valores em negrito indicam os três maiores valores observados.

| Ottobacia | Número de barragens | Fragmentação média | Intensidade de Uso Médio | Suscetibilidade Ambiental |
|-----------|---------------------|---------------------|--------------------------|---------------------------|
| 78928 | 1 | 3,29 (Média) | 2.73 (Baixa) | 4.15 (Alta) |
| 78942 | 1 | 4,04 (Alta) | 2.83 (Baixa) | 4.81 (Alta) |
| 78962 | 10 | 2,70 (Baixa) | 2.23 (Baixa) | 3.32 (Média) |
| 78964 | 3 | 2,35 (Baixa) | 2.09 (Baixa) | 2.88 (Baixa) |
| 78969 | 1 | 3,29 (Média) | 1.71 (Muito Baixa) | 3.57 (Média) |
| 78989 | 1 | 1,86 (Muito baixa) | 2.64 (Baixa) | 2.68 (Baixa) |
| 78999 | 1 | 1,58 (Muito baixa) | 2.72 (Baixa) | 2.44 (Baixa) |

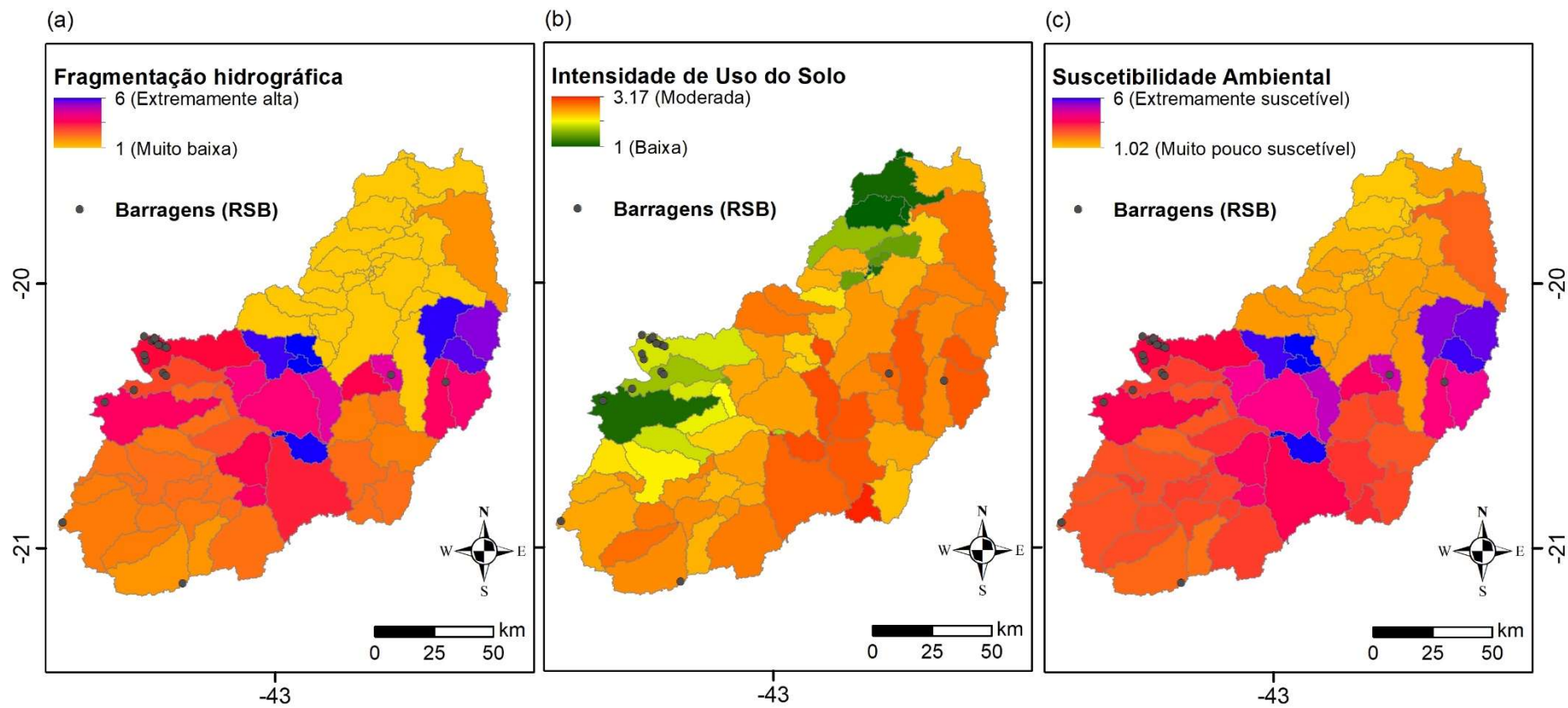


Figura 16: Fragmentação hidrográfica (a), Intensidade de uso do solo (b) e suscetibilidade ambiental para ottobacias da bacia do rio Piranga, Minas Gerais.

O maior nível de suscetibilidade entre as ottobacias com barragens de rejeito de minério foi a ottobacia 78942, situada na porção centro-leste da bacia do rio Piranga (Figura 17a), no ribeirão Santo Antônio da Grama. Essa ottobacia também apresentou os maiores valores de fragmentação média e de intensidade de uso da zona ripária (Tabela 4, Figura 17d e 17f). A fragmentação é alta (Figura 17c) e sua intensidade de uso é devido a atividades agropecuárias (Figura 17e). Nesta ottobacia há uma barragem de rejeito de minério com baixo risco de rompimento e médio dano potencial associado (ANA, 2021).

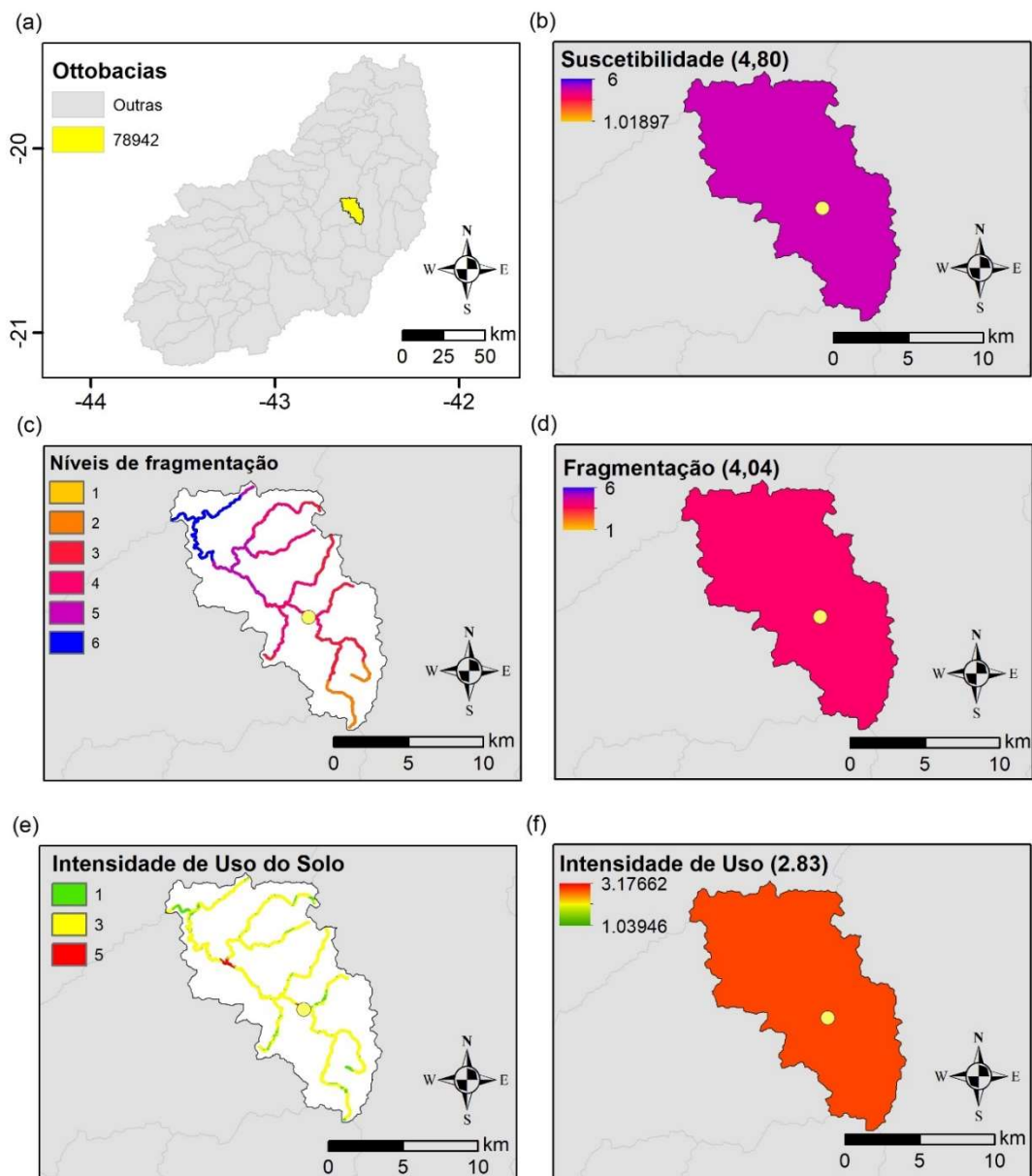


Figura 17: Ottobacia 78942: localização na bacia do rio Piranga (a); classificação de suscetibilidade (b); níveis de fragmentação hidrológica (c); fragmentação hidrológica média (d); Intensidade de uso em sua zona ripária (e); e intensidade de uso médio (f). Ponto amarelo indica a localização da barragem de rejeito de minério.

O segundo maior nível de suscetibilidade foi a ottobacia 78928, também localizada na região leste da bacia e com suscetibilidade média de 3,74 (Figura 18a). A fragmentação (Figura 18c e 18d) é devida, principalmente, à UHE João Camilo Penna, cerca de 34 km a jusante da ottobacia. Sua intensidade de uso é devida a conversão da vegetação natural para pasto ou misto de agricultura-pasto (Figura 18e e 18f). A barragem de rejeito de minério situada nessa ottobacia está classificada com baixo risco de rompimento e alto dano potencial associado (ANA, 2021).

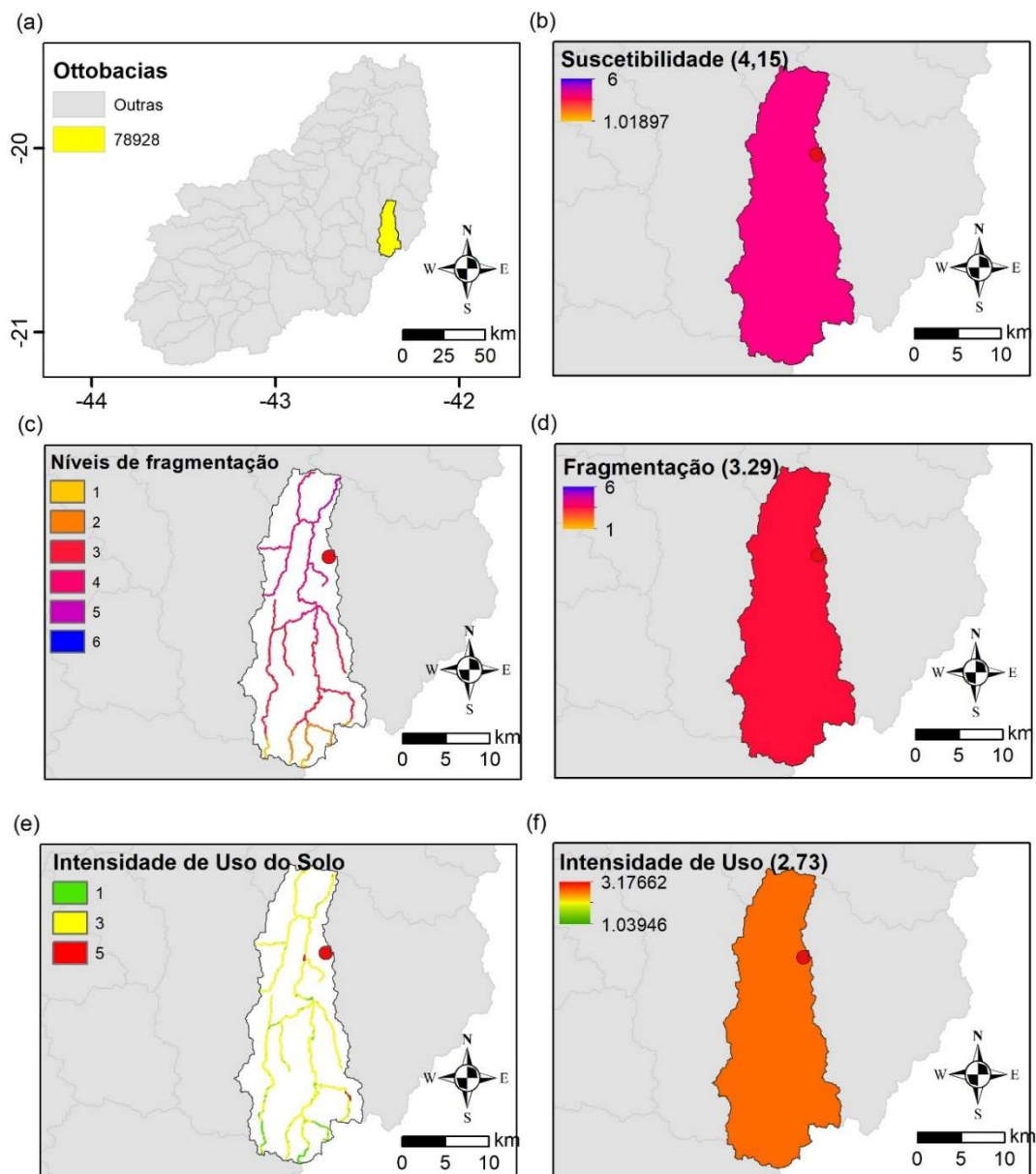


Figura 18: Ottobacia 78928: localização na bacia do rio Piranga (a); classificação de suscetibilidade (b); níveis de fragmentação hidrológica (c); fragmentação hidrológica média (d); intensidade de uso em sua zona ripária (e); e intensidade de uso médio (f). Ponto vermelho indica a localização da barragem de rejeito de minério.

Outra ottobacia que merece atenção é a 78969, localizada na porção oeste da bacia, próxima às regiões com maior intensidade de atividades de mineração, nos municípios de Ouro Preto e Mariana (Figura 19a). Apesar de sua intensidade de uso médio do solo ser muito baixa (Figura 19e e 19f), sua fragmentação se destaca pela existência de três CGH e duas PCH (Figura 19c e 19d). A suscetibilidade moderada desta ottobacia também precisa ser observadas com atenção, tendo em vista que a barragem de rejeito de minério situada nesta ottobacia possui médio risco de rompimento e alto dano potencial (ANA, 2021).

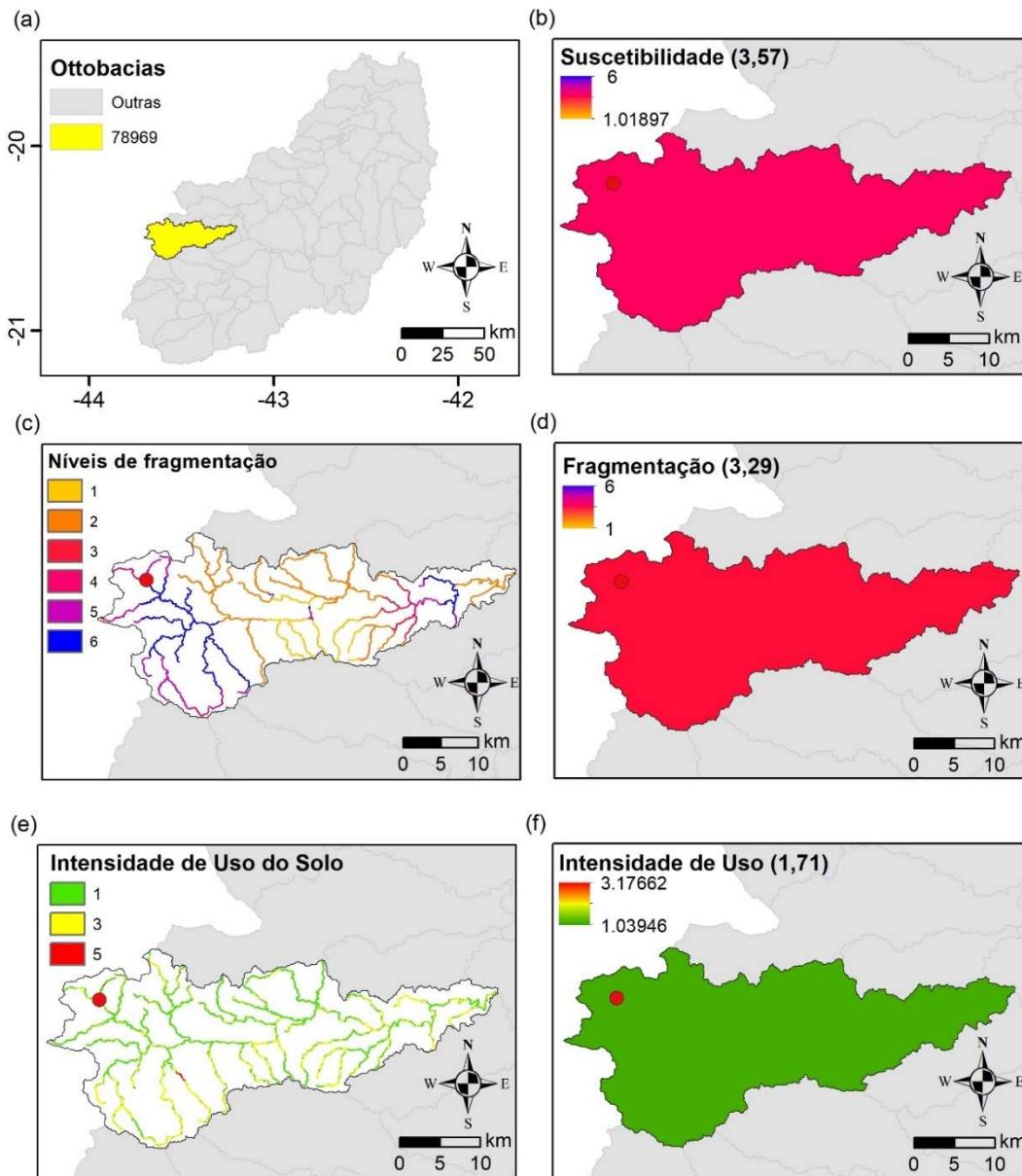


Figura 19: Ottobacia 78969: localização na bacia do rio Piranga (a); classificação de suscetibilidade (b); níveis de fragmentação hidrológica (c); fragmentação hidrológica média (d); intensidade de uso em sua zona ripária (e); e intensidade de uso médio (f). Ponto vermelho indica a localização da barragem de rejeito de minério.

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que a metodologia aplicada para obtenção dos índices de fragmentação e de suscetibilidade ambiental pode ser uma ferramenta útil na elaboração de estratégias de gestão ambiental, e facilmente replicada em outras bacias e sub-bacias brasileiras. Os índices propostos são simples, e exigem apenas bases de dados digitais, em sua maioria, disponíveis gratuitamente para todo o território nacional.

Jumani et al. (2019) em seu estudo de revisão sistemática sobre métricas de fragmentação indicam que uma das grandes dificuldades em replicar metodologias propostas é obter as mesmas variáveis e/ou obtê-las na mesma resolução requerida pela métrica. Os índices propostos neste estudo são obtidos na escala de zona ripária e ao aplicar esses índices para uma área de interesse, eles podem ser sintetizados para a área da bacia ou sub-bacia hidrográfica de acordo com a necessidade de gestão.

Em relação as bases de dados, uma ressalva deve ser feita para a camada de densidade de bueiros. Além disso, a camada trecho rodoviário, utilizada para identificar a localização dessas estruturas, não contempla todas as estradas existentes na sub-bacia do rio Piranga. Minas Gerais não possui uma base de dados do sistema viário que contemple estradas federais, estaduais e municipais. A base mais completa foi a base cartográfica 1:250.000 do IBGE.

Essa subestimação na densidade de bueiros também é observada em outras regiões onde os estudos sobre o impacto dessas estruturas na fragmentação hidrográfica estão mais avançados (BELLETTI et al., 2020). Em outros estudos, a densidade de rodovias é utilizada como um proxy para a estimativa de densidade de estruturas que potencialmente afetam o fluxo livre dos rios (GRILL et al., 2019). Essa metodologia de Grill et al. (2019), no entanto, não resolve o problema da subestimativa de bueiros na bacia do rio Piranga e, além disso, ignora as diferentes permeabilidades dos tipos de obras de arte especiais viárias (pontes, bueiros) para o deslocamento de peixes (WARREN; PARDEW, 1998). Vale, entretanto, destacar que mesmo subestimando a densidade de bueiros, a metodologia aplicada se mostrou importante na determinação da fragmentação hidrográfica, especialmente nas áreas mais distantes dos barramentos. Essa importância fica mais evidente em áreas distantes porque a sobreposição das classes dá mais importância aos barramentos, então, próximo aos barramentos a influência dele vai se sobrepor à influência da densidade de bueiros.

Com relação aos barramentos de empreendimentos hidrelétricos, apesar de haver um consenso científico sobre os impactos dessas estruturas para a biodiversidade aquática, pouco

se sabe sobre a real extensão e/ou magnitude de sua influência regional. Boa parte dos estudos avaliam sua influência sobre espécies de peixes migradores, e a avaliação é feita pela extensão de rio livre que o peixe precisa para completar seu ciclo de vida (ZAMBALDI; POMPEU, 2020). Ou seja, a extensão dos impactos é relacionada ao organismo foco da pesquisa.

Nosso estudo, considera esses impactos como proporcionais à extensão do reservatório. Para a bacia do rio Piranga, essa atribuição pareceu condizente com o esperado quando pensamos em biodiversidade aquática que não necessita de migração para completar seu ciclo de vida, onde a conectividade é importante para permitir o fluxo gênico entre populações, garantir a persistência das metapopulações e aumentar as chances de recolonização (JUMANI et al., 2022).

O índice de fragmentação proposto neste estudo considera esses dois agentes de fragmentação que agem simultaneamente, dificultando ou bloqueando o fluxo livre da água. Ambas as categorizações das classes de densidade de bueiros e de distância de barramentos podem ser readequadas sem prejuízo da metodologia. De uma maneira geral, o índice indica onde as populações aquáticas podem estar mais isoladas, e isso tem importante implicação na avaliação da vulnerabilidade de espécies de água doce à um possível impacto ambiental (CARVAJAL-QUINTERO et al., 2019).

No entanto, a persistência de uma comunidade aquática não depende apenas de sua conectividade, ela também é fortemente dependente da qualidade do habitat (COLLEN et al., 2014), e a qualidade da zona ripária é muito importante para isso (SANTOS; FERREIRA; ESTEVES, 2015).

Quando avaliamos a cobertura e uso do solo na bacia do rio Piranga, observamos que mais de 60% da área da bacia é de uso antrópico, e essa porcentagem sobe para 75% quando apenas a zona ripária é considerada. Esse resultado é preocupante já que zonas ripárias são áreas de preservação permanente e deveriam, por lei, ter uma maior cobertura de vegetação natural.

Ao reclassificar as classes de cobertura e uso do solo em classes de intensidade de uso, atribuímos valor intermediário de intensidade de uso para atividades agrícolas/agropecuárias, pois aproximadamente 70% da zona ripária é coberta por pasto ou mosaico de agricultura e pasto. Cabe ressaltar que os valores atribuídos para as classes de cobertura e uso do solo são genéricos e a utilização dessa métrica em escalas mais locais deve reconsiderar os pesos atribuídos aqui de acordo com a realidade local tendo em vista que algumas atividades agrícolas podem ser tão poluentes quanto áreas urbanas (MOSS, 2008).

A suscetibilidade resultante da combinação entre o índice de fragmentação e a intensidade de uso do solo nos indicou quais regiões da bacia do rio Piranga estão mais suscetíveis a degradação ambiental, ou ainda, em quais regiões a comunidade aquática pode levar mais tempo para se restabelecer após um desastre ambiental. Esse maior tempo de recolonização pode ser devido à alta fragmentação e/ou a baixa qualidade ambiental (EDGE et al., 2017). A baixa suscetibilidade ambiental na região a jusante da bacia, próximo ao seu exutório, pode ser explicada pela presença do Parque Estadual do Rio Doce e destaca a importância de unidades de conservação para o meio ambiente.

Os resultados da aplicação dos índices propostos neste estudo para as sub-bacias do rio Piranga indicam que as definições de estratégias de mitigação precisam ser tomadas em conjunto, considerando tanto a avaliação da fragmentação (e de seus agentes) quanto a intensidade de uso do solo. Sete sub-bacias possuem barragens de rejeito de minério com algum grau de ameaça de rompimento. Todas as sete possuem intensidade de uso baixa a moderada, provavelmente em virtude de estarem localizadas em áreas de maior altitude onde as atividades agrícolas e agropecuárias não são tão intensas. No entanto, a fragmentação hidrográfica foi alta e moderada na maior parte destas sub-bacias, o que aumenta a suscetibilidade ambiental das comunidades aquáticas destas regiões.

Neste cenário, ações de mitigação devem ser voltadas para restabelecer e aumentar a permeabilidade dessas barreiras (FULLER; DOYLE; STRAYER, 2015). As estratégias de mitigação existentes para barramentos hidrelétricos geralmente são associadas com a remoção, ou pseudo-remoção, das barreiras. Segundo BIRNIE-GAUVIN et al. (2020) o restabelecimento da conectividade tem se mostrado resultado positivo para peixes.

No entanto, propor esse tipo de ação na realidade política atual não é algo viável de discussão a curto prazo, já que no Brasil não há discussão sobre remoção de barreiras e sim sobre aumentar o número desses empreendimentos hidrelétricos. Para a bacia do rio Piranga estão projetadas o estabelecimento de outros 22 barramentos hidrelétricos, e alguns já estão em construção (16 PCH e 6 UHE, informação disponível em: <https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html>).

Como a ameaça de rompimento de barragens de rejeito de minério é permanente, as ações de mitigação devem ser voltadas para resultados de curto prazo. Considerando que a remoção dos barramentos hidrelétricos não é viável no curto prazo, uma alternativa pode ser estabelecer estratégias de compensação de dano desses empreendimentos voltadas para restabelecer a vegetação nativa das zonas ripárias e aumentar a permeabilidade de bueiros,

especialmente nas sub-bacias mais suscetíveis aos rompimentos de barragem de rejeito de minério e nas sub-bacias adjacentes a estas.

Estratégias para mitigar os impactos de estruturas viárias já são bem implementadas na América do Norte e Europa (FRANKIEWICZ et al., 2021; PRICE; QUINN; BARNARD, 2010). Um dos requisitos fundamentais para melhorar os projetos de travessias de estradas para passagem de peixes em pequenos riachos é a redução da velocidade da água através das travessias (WARREN; PARDEW, 1998), o aumento da rugosidade do substrato dos bueiros (FRANKIEWICZ et al., 2021) e a eliminação as quedas verticais (ERKINARO; ERKINARO; NIEMELÄ, 2017). De acordo com Bourne et al. (2011), índices de fragmentação são ferramentas úteis nesse processo de restabelecimento da conectividade em bueiros, pois eles permitem a seleção de áreas onde ações de restauração de conectividade precisam ser priorizadas.

De acordo com nossos resultados, essas estratégias de mitigação devem ser priorizadas nas ottobacias 78942 e 78928. Nessas ottobacias, ocorrem efeitos cumulativos de densidade de bueiros, presença de barramentos hidrelétricos e intensidade de uso do solo que, apesar de baixa, tem predomínio de pasto em suas classes de cobertura e uso.

A ottobacia 78962, com uma suscetibilidade moderada e 10 barragens de rejeito de minério instaladas, não foi considerada como uma bacia relevante para implementação de estratégias de mitigação. Mas, destacamos que foi nessa ottobacia que ocorreu o rompimento da barragem do Fundão, o maior desastre de mineração já registrado. Nesta sub-bacia estão sendo executados diversos projetos de restauração da zona ripária (SCOTTI et al., 2020) e ações para recuperar a rede hidrográfica da região (ver <https://www.fundacaorenova.org/dadosdareparacao/reparacao-socioambiental/>).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os índices apresentados neste estudo se propõem a fazer uma avaliação ambiental da suscetibilidade da bacia do rio Piranga. A partir dessa avaliação propor medidas de mitigação com base na fragmentação e na intensidade de uso do solo da zona ripária. Essa avaliação é baseada na capacidade genérica da biodiversidade aquática se recuperar se for submetida a um desastre ambiental como rompimento de barragens de rejeito de minério.

A avaliação do índice de fragmentação na bacia do rio Piranga mostrou que 17% da área da bacia apresenta classe de fragmentação alta à extremamente alta, e que as maiores concentrações dessas áreas são observadas próximas às duas UHE instaladas na bacia.

A categorização da intensidade da cobertura e uso do solo, ou qualidade ambiental da zona ripária, as áreas de intensidade baixa (cobertura natural) cobrem 22,72% da área total da zona ripária, áreas de intensidade de uso moderado (uso agrícola/agropecuário) cobrem 75,82% e as áreas de intensidade alta (área urbana e mineração) 1,46%.

Do total de 81 ottobacias analisadas 7 possuem fragmentação extremamente alta e presença de barragens de rejeito de minério. O maior nível de suscetibilidade, entre as ottobacias com barragens de rejeito de minério, é da ottobacia 78942, situada na porção centro-leste da bacia do rio Piranga, no ribeirão Santo Antônio da Grama.

Considerando que a ameaça de um novo rompimento de barragem de rejeito de minério é permanente na bacia do rio Piranga, estratégias de mitigação de curto prazo precisam ser estabelecidas e ações de recuperação da zona ripária são urgentes.

REFERÊNCIAS

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Relatório de segurança de barragens 2020**. Brasília. Disponível em: <https://www.snisb.gov.br/relatorio-anual-de-barragem/2020>.

ARTHINGTON, Angela H.; DULVY, Nicholas K.; GLADSTONE, William; WINFIELD, Ian J. Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, 26, n. 5, p. 838–857, 2016. DOI: 10.1002/aqc.2712.

BELLETTI, Barbara et al. More than one million barriers fragment Europe's rivers. **Nature**, 588, n. 7838, p. 436–441, 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-3005-2.

BIRNIE-GAUVIN, Kim; NIELSEN, Jan; FRANDSEN, Sten Bøgild; OLSEN, Hans Martin; AARESTRUP, Kim. Catchment-scale effects of river fragmentation: A case study on restoring connectivity. **Journal of Environmental Management**, 264, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110408.

BOURNE, Christina M.; KEHLER, Dan G.; WIERSMA, Yolanda F.; COTE, David. Barriers to fish passage and barriers to fish passage assessments: The impact of assessment methods and assumptions on barrier identification and quantification of watershed connectivity. **Aquatic Ecology**, 45, n. 3, p. 389–403, 2011. DOI: 10.1007/s10452-011-9362-z.

BRASIL. Lei 12.334 de 20 de setembro de 2010. 2010.

CARMO, Flávio Fonseca Do et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 15, n. 3, p. 145–151, 2017. DOI: 10.1016/j.pecon.2017.06.002.

CARVAJAL-QUINTERO, Juan; VILLALOBOS, Fabricio; OBERDORFF, Thierry; GRENOUILLET, Gaël; BROSSE, Sébastien; HUGUENY, Bernard; JÉZÉQUEL, Céline; TEDESCO, Pablo A. Drainage network position and historical connectivity explain global patterns in freshwater fishes' range size. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 116, n. 27, p. 13434–13439, 2019. DOI: 10.1073/pnas.1902484116.

COLLEN, Ben et al. Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. **Global Ecology and Biogeography**, 23, n. 1, p. 40–51, 2014. DOI: 10.1111/geb.12096. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/geb.12096>.

COTE, David; KEHLER, Dan G.; BOURNE, Christina; WIERSMA, Yolanda F. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. **Landscape Ecology**, 24, n. 1, p. 101–113, 2009. DOI: 10.1007/s10980-008-9283-y.

COUTO, Thiago B. A.; MESSENGER, Mathis L.; OLDEN, Julian D. Safeguarding migratory fish via strategic planning of future small hydropower in Brazil. **Nature Sustainability**, 4, n. 5, p. 409–416, 2021. DOI: 10.1038/s41893-020-00665-4.

EDGE, Christopher B.; FORTIN, Marie-Josée; JACKSON, Donald A.; LAWRIE, David; STANFIELD, Les; SHRESTHA, Namrata. Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. **Landscape Ecology**, 32, n. 3, p. 647–662, 2017. DOI: 10.1007/s10980-016-0472-9.

ERKINARO, J.; ERKINARO, H.; NIEMELÄ, E. Road culvert restoration expands the habitat connectivity and production area of juvenile Atlantic salmon in a large subarctic river system. **Fisheries Management and Ecology**, 24, n. 1, p. 73–81, 2017. DOI: 10.1111/fme.12203.

ESGUÍCERO, André L. H.; ARCIFA, Marlene S. Fragmentation of a Neotropical migratory fish population by a century-old dam. **Hydrobiologia**, 638, p. 41–53, 2010. DOI: 10.1007/s10750-009-0008-2.

ESRI. **ArcGis Desktop v.10.4CA**: Environmental Systems Research Institute, , 2016.

FERNANDES, Geraldo Wilson et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza e Conservacao**, 14, n. 2, p. 35–45, 2016. DOI: 10.1016/j.ncon.2016.10.003.

FRANKIEWICZ, Piotr; RADECKI-PAWLIK, Artur; WAŁĘGA, Andrzej; ŁAPIŃSKA, Małgorzata;; WOJTAL-FRANKIEWICZ, Adrianna; Small hydraulic structures, big environmental problems: is it possible to mitigate the negative impacts of culverts on stream biota? **Environmental Reviews**, 29, n. 4, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1139/er-2020-0126>.

FULLER, Matthew R.; DOYLE, Martin W.; STRAYER, David L. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1355, n. 1, p. 31–51, 2015. DOI: 10.1111/nyas.12853.

GRILL, G. et al. Mapping the world's free-flowing rivers. **Nature**, 569, n. 7755, p. 215–221, 2019. DOI: 10.1038/s41586-019-1111-9. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>.

GRILL, Günther; LEHNER, Bernhard; LUMSDON, Alexander E.; MACDONALD, Graham K.; ZARFL, Christiane; REIDY LIERMANN, Catherine. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. **Environmental Research Letters**, 10, n. 1, 2015. DOI: 10.1088/1748-9326/10/1/015001.

GRIZZETTI, B.; LIQUETE, C.; PISTOCCHI, A.; VIGIAK, O.; ZULIAN, G.; BOURAOUI, F.; DE ROO, A.; CARDOSO, A. C. Relationship between ecological condition and ecosystem services in European rivers, lakes and coastal waters. **Science of the Total Environment**, 671, p. 452–465, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.155.

JUMANI, Suman; DEITCH, Matthew J.; VALLE, Denis; MACHADO, Siddarth; LECOURS, Vincent; KAPLAN, David; KRISHNASWAMY, Jagdish; HOWARD, Jeanette. A new index to quantify longitudinal river fragmentation: Conservation and management implications. **Ecological Indicators**, 136, p. 108680, 2022. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108680.

JUMANI, Suman; DEITCH, Matthew J.; KAPLAN, David; ANDERSON, Elizabeth P.; KRISHNASWAMY, Jagdish; LECOURS, Vincent; WHILES, Matt R. River fragmentation and flow alteration metrics: A review of methods and directions for future research. **Environmental Research Letters**, 15, n. 12, 2019. DOI: 10.1088/1748-9326/abcb37.

KUCZYNSKI, Lucie; LEGENDRE, Pierre; GRENOUILLET, Gaël. Concomitant impacts of climate change, fragmentation and non-native species have led to reorganization of fish communities since the 1980s. **Global Ecology and Biogeography**, 27, n. 2, p. 213–222, 2018. DOI: 10.1111/geb.12690.

LONZARICH, David George; WARREN, Melvin L.; LONZARICH, Mary Ruth Elger. Effects of habitat isolation on the recovery of fish assemblages in experimentally defaunated stream pools in Arkansas. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 55, n. 9, p. 2141–2149, 1998. DOI: 10.1139/f98-113.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomass – Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**. 2021. Acessado em 11 de abril de 2022. <http://mapbiomas.org>

MOSS, Brian. Water pollution by agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 363, n. 1491, p. 659–666, 2008. DOI: 10.1098/rstb.2007.2176.

PRICE, David M.; QUINN, Timothy; BARNARD, Robert J. Fish Passage Effectiveness of Recently Constructed Road Crossing Culverts in the Puget Sound Region of Washington State. **North American Journal of Fisheries Management**, 30, n. 5, p. 1110–1125, 2010. DOI: 10.1577/m10-004.1.

REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DI DARIO, F.; MINCARONE, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of fish biology**, 89, n. 1, p. 12–47, 2016. DOI: 10.1111/jfb.13016.

SANTOS, Fernanda Bastos Dos; FERREIRA, Fábio Cop; ESTEVES, Katharina Eichbaum. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). **Environmental Biology of Fishes**, 98, n. 8, p. 1895–1912, 2015. DOI: 10.1007/s10641-015-0406-4.

SCOTTI, Maria Rita et al. Remediation of a Riparian Site in the Brazilian Atlantic Forest Reached by Contaminated Tailings from the Collapsed Fundão Dam with Native Woody Species. **Integrated Environmental Assessment and Management**, p. 1–7, 2020. DOI: 10.1002/ieam.4272.

WARREN, Melvin L.; PARDEW, Mitzi G. Road Crossings as Barriers to Small-Stream Fish Movement. **Transactions of the American Fisheries Society**, 127, n. 4, p. 637–644, 1998. DOI: 10.1577/1548-8659(1998)127<0637:rcabts>2.0.co;2.

WIENS, John a. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, 47, n. 4, p. 501–515, 2002. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x.

ZAMBALDI, Ludimilla; POMPEU, Paulo Santos. Evaluation of River Fragmentation and Implications for the Conservation of Migratory Fish in Southeastern Brazil. **Environmental Management**, 65, n. 5, p. 702–709, 2020. DOI: 10.1007/s00267-020-01266-9.

ZENG, Lei et al. Ecological effects of dams, alien fish, and physiochemical environmental factors on homogeneity/heterogeneity of fish community in four tributaries of the Pearl River in China. **Ecology an**, 7, p. 3904–3915, 2017. DOI: 10.1002/ece3.2920.