

REPRESENTAÇÃO CARTOGRÁFICA DA REDE HIDROGRÁFICA E SUAS LIMITAÇÕES NA QUANTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

Mário Guilherme de Biagi Cava¹ 

Eliane Akiko Honda² 

Carolina Pedrotti Tavares³ 

Giselda Durigan⁴ 

Destaques:

- Cartas hidrográficas superestimam o número de nascentes e a extensão de pequenos cursos d'água.
- Discrepâncias podem ser decorrentes de método, limitações de escala ou mudanças temporais.
- A hidrografia precisa ser verificada em campo para a delimitação de Áreas de Preservação Permanente.
- Cartas hidrográficas não devem ser tratadas como verdade absoluta para nortear decisões jurídicas na escala de imóveis rurais.

Resumo: Cartas da rede hidrográfica elaboradas por instituições governamentais têm sido utilizadas para delimitação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) no Brasil, mas são frequentes os problemas decorrentes de discrepâncias entre essas cartas e levantamentos de campo. Para caracterizar e quantificar essas discrepâncias, mapeamos as nascentes e cursos d'água em cinco imóveis rurais (totalizando 10.860 ha, nos municípios de Brotas e Ribeirão Bonito, SP) e comparamos com a rede hidrográfica regional mapeada pelo IBGE e pelo IGC. Verificamos, para a área de estudo, superdimensionamento de 157% no número de nascentes e de 83% na extensão dos cursos d'água pelo IBGE e de 209% no número de nascentes e de 84% na extensão dos cursos d'água pelo IGC. Consequentemente, houve superdimensionamento das APPs. Consideramos, portanto, que tais cartas podem ser utilizadas como referência aproximada da rede hidrográfica, mas não podem oferecer embasamento para decisões jurídicas ou planejamento ambiental em escala local, sem que sejam devidamente corrigidas por uma verificação em campo.

Palavras-chave: Rede hidrográfica; Nascente; Área de preservação permanente; Legislação ambiental; Lei de proteção da vegetação nativa.

¹ Pós-doutorando do Laboratório de Ecologia da Vegetação, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP – Rio Claro). E-mail: mario-cava@hotmail.com

² Pesquisadora científica do Instituto de Pesquisas Ambientais do Estado de São Paulo. E-mail: eahonda@gmail.com

³ Graduada em Ecologia pela Universidade Estadual Paulista (UNESP – Rio Claro). E-mail: carolpedrotti@yahoo.com.br

⁴ Pesquisadora científica e membro do Conselho Científico do Instituto de Pesquisas Ambientais do Estado de São Paulo E-mail: giselda.durigan@gmail.com

CARTOGRAPHIC REPRESENTATION OF THE HYDROGRAPHIC NETWORK AND ITS LIMITATIONS IN THE QUANTIFICATION OF PERMANENT PRESERVATION AREAS

Abstract: Hydrographic network maps produced by government institutions have been used to delimit Permanent Preservation Areas (PPAs) in Brazil. However, problems arising from discrepancies between those maps and field survey are frequent. To characterize and quantify such discrepancies, whether methodological or due to the scale of the maps or temporal changes, we mapped the springs and watercourses in five rural properties (adding up to 10,860 ha, in the municipalities of Brotas and Ribeirão Bonito, SP). Those maps were then compared with the regional hydrographic network mapped by IBGE and IGC. We verified, for the study area, an oversizing of 157% in the number of springs and 83% in the length of watercourses by IBGE, and 209% in the number of springs and 84% in the length of watercourses by IGC. Consequently, there was an oversizing of PPAs. We therefore consider that such maps can be used as an approximate reference for the hydrographic network, although they cannot provide a basis for legal decisions or environmental planning if they are not duly corrected by field verification.

Keywords: Hydrographic network; Spring; Permanent preservation area; Environmental legislation; Native vegetation protection law.

REPRESENTACIÓN CARTOGRÁFICA DE LA RED HIDROGRÁFICA Y SUS LIMITACIONES EN LA CUANTIFICACIÓN DE ÁREAS DE PROTECCIÓN PERMANENTE

Resumen: Se han utilizado mapas de la red hidrográfica elaboradas por instituciones gubernamentales para delimitar las Áreas de Protección Permanente (APPs) en Brasil. Sin embargo, los problemas derivados de las discrepancias entre esos mapas y el levantamiento de campo son frecuentes. Para caracterizar y cuantificar tales discrepancias, ya sean metodológicas o por la escala de los mapas o cambios temporales, mapeamos los manantiales y cursos de agua en cinco propiedades rurales (un total de 10.860 ha, en los municipios de Brotas y Ribeirão Bonito, SP) y comparamos esos mapas con la red hidrográfica regional mapeada por el IBGE y el IGC. Verificamos, para el área de estudio, un sobredimensionamiento del 157% en el número de manantiales y del 83% en la extensión de cursos de agua mapeados por el IBGE, además del 209% en el número de manantiales y del 84% en la extensión de cursos de agua mapeados por el IGC. En consecuencia, ambos mapas también dan como resultado un sobredimensionamiento de las APPs. Creemos, por lo tanto, que tales mapas se pueden usar como una referencia aproximada para la red hidrográfica; no obstante, no pueden ofrecer una base para decisiones legales o de planificación ambiental sin que sean debidamente corregidos por una verificación de campo.

Palabras clave: Red hidrográfica; Manantial; Área de Protección Permanente; Legislación ambiental; Ley de Protección de la Vegetación Nativa.

INTRODUÇÃO

As leis ambientais no Brasil evoluíram consideravelmente nas últimas décadas, impulsionadas pela Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano, de 1972, pela Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente

e o Desenvolvimento, de 1992, pela Constituição Federal de 1988 e pela mobilização global em favor do uso sustentável dos recursos naturais (NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2020). Os instrumentos jurídicos ambientais passaram a ser, em geral, mais rigorosos e muito detalhados no Brasil, com normas específicas para diferentes biomas e diferentes fitofisionomias dentro de cada bioma *e.g.*: (BRASIL, 2006; SÃO PAULO, 2009). A Lei 12.651 de 25 de maio de 2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa), além de diferenciar biomas, inclui verbetes como nascentes, olhos d'água, cursos d'água perenes, cursos d'água intermitentes e outros, estabelecendo normas específicas para componentes distintos da rede hidrográfica, especialmente em relação à delimitação das Áreas de Preservação Permanente – APPs (BRASIL, 2012a).

De acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, APP é definida como área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com função ambiental de conservar os recursos hídricos, o solo, a diversidade biológica, o fluxo gênico de espécies e a paisagem (BRASIL, 2012a). APPs associadas a cursos d'água naturais, perenes ou intermitentes, excluídos os efêmeros, devem ocupar no mínimo 30 metros de largura da sua faixa marginal, enquanto APPs associadas a nascentes e olhos d'água perenes devem ocupar raio mínimo de 50 metros no seu entorno (BRASIL, 2012a).

Considerando a importância das APPs para conservação dos recursos hídricos e da vegetação nativa em escala nacional, a Lei 12.651 estabeleceu o Cadastro Ambiental Rural - CAR (BRASIL, 2012a), registro eletrônico compulsório de imóveis rurais, que contempla, dentre outras informações, o perímetro georreferenciado do imóvel, das APPs e da Reserva Legal, tornando possível monitorar e controlar a supressão da vegetação nativa por parte dos órgãos governamentais fiscalizadores (BRASIL, 2012b). A elaboração do CAR pelos proprietários rurais depende da exata demarcação dos corpos d'água a serem protegidos nos imóveis rurais. Esta não tem sido, porém, uma tarefa fácil, pois nem sempre a rede fluvial autodeclarada no CAR coincide com a rede fluvial mapeada por órgãos oficiais do governo (SILVA; BOTELHO, 2017; TANIWAKI *et al.*, 2018), muitas vezes gerando contestação pelos órgãos fiscalizadores e conflitos. A causa mais frequente de conflitos é a inconsistência entre a hidrografia mapeada pelos órgãos oficiais do governo (Instituto

Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE e Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de SP - IGC) e a rede hidrográfica efetivamente existente. As questões que se colocam são: as cartas foram feitas incorretamente há algumas décadas? Ou os corpos hídricos mudaram de lugar ao longo do tempo? Na verdade, as duas afirmações podem ser verdadeiras.

Discrepâncias entre a rede hidrográfica mapeada por órgãos oficiais e aquela observada em campo (doravante denominada verdade terrestre) vêm sendo constatadas não só no Brasil (TANIWAKI *et al.*, 2018; BELLIN *et al.*, 2019), mas também em outros países, destacando-se a Inglaterra (WERRITTY, 1972), a Polônia (PŁACZKOWSKA *et al.*, 2015) e os Estados Unidos (MORISAWA, 1957; HANSEN, 2001; COLSON *et al.*, 2008; BROOKS; COLBURN, 2011). Dentre as causas mais comuns das discrepâncias mencionadas na literatura, destacam-se: escalas inadequadas (WERRITTY, 1972; MENDONÇA; SLUTER, 2011), interpretação subjetiva das imagens (AUDI, 1965; BORGONNOVI *et al.*, 1967; WERBYLO *et al.*, 2017; DONOVAN *et al.*, 2019), dificuldades técnicas na identificação dos riachos de primeira ordem (MORISAWA, 1957; FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015; FICAGNA JR. *et al.*, 2015; PŁACZKOWSKA *et al.*, 2015; PAIXÃO; KOBAYAMA, 2019), e mudanças que ocorrem na rede hidrográfica no tempo e no espaço por fatores naturais (PEKEL *et al.*, 2016; RATHBURN *et al.*, 2017; DURIGHETTO *et al.*, 2020) ou por ação humana (LATRUBESSE *et al.*, 2009; KIRCHNER *et al.*, 2015; MORAIS *et al.*, 2016; CHELIZ; OLIVEIRA, 2019; WOHL, 2019). Portanto, levanta-se a possibilidade de que a morfometria dos cursos d'água na região de estudo tenha se modificado entre os períodos de confecção das cartas hidrográficas do IBGE e IGC e os dias atuais, mas não se descarta a possibilidade de que problemas técnicos tenham restringido a acurácia dessas representações cartográficas (SANTOS; CASTIGLIONE, 2014; MARTIN, 2020).

Independentemente da causa, a existência de discrepâncias entre as cartas hidrográficas e a rede hidrográfica observada em campo precisa ser averiguada e reconhecida, para evitar usos indevidos desses produtos cartográficos. O presente estudo foi realizado com o objetivo de identificar e quantificar as discrepâncias entre a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE, a rede mapeada pelo IGC e a rede hidrográfica observada em campo, em cinco

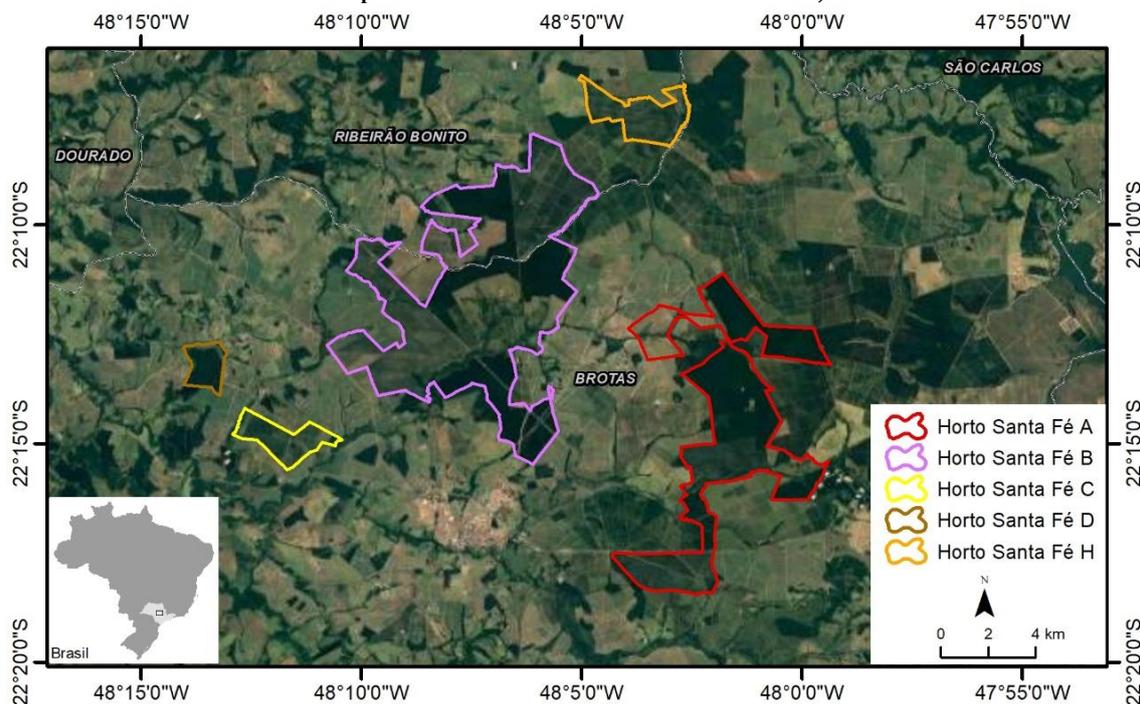
imóveis rurais localizados no interior do estado de São Paulo. À luz dos resultados obtidos, são discutidas as causas possíveis para as discrepâncias e são apresentadas considerações sobre o uso dessas cartas para embasar decisões jurídicas ou para planejamento ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo abrangeu cinco imóveis rurais com área variando entre 254 e 6.065 hectares (totalizando 10.860 hectares), localizados entre as coordenadas 22°10'–22°15'S e 47°55'–48°00'O (ver Figura 1). Os imóveis estão localizados na Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré (BH-TJ), integrante da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 13 (UGRHI 13), nos municípios de Brotas e Ribeirão Bonito, estado de São Paulo. Trata-se de região de contato entre cerrado e floresta estacional semidecidual (VICTOR *et al.*, 2005), predominando a vegetação de cerrado nas áreas protegidas em APP e Reserva Legal das propriedades analisadas (GOMES *et al.*, 2004). Na atualidade, cerca de 70% das terras dos imóveis rurais são ocupados por plantações florestais de espécies do gênero *Eucalyptus*, sendo o restante ocupado por vegetação nativa de Cerrado em regeneração. A altitude da região de estudo varia de 585 a 620 m. O relevo é caracterizado como suave a suave ondulado. Os solos das áreas de estudo são classificados, predominantemente, como Latossolos Vermelho-Amarelos, Latossolos Vermelhos e Neossolos Quartzarênicos, sendo em geral arenosos, profundos e bem drenados. O clima da região enquadra-se no tipo Cwa de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), sendo caracterizado pelo inverno frio e seco, entre abril e setembro, e verão quente e úmido, entre outubro e março. A precipitação média anual varia de 1.291 a 1.322 mm. A pluviosidade média mensal é de 21 mm no mês mais seco do ano (agosto) e 244 mm no mês mais chuvoso (janeiro). A temperatura média anual varia de 21,6 a 22°C. A temperatura média do mês mais frio (julho) é de 18,0°C e a do mês mais quente (janeiro) é de 24,6°C (SENTELHAS *et al.*, 2003).

Figura 1 - Distribuição e perímetro dos cinco imóveis rurais estudados, localizados nos municípios de Brotas e Ribeirão Bonito, estado de São Paulo



Fonte: Os autores.

Levantamento de campo

A análise comparativa entre a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE, pelo IGC e a verdade terrestre no interior dos imóveis rurais foi efetuada em quatro etapas.

Primeiramente, acessamos as cartas topográficas elaboradas pelo IBGE, na escala 1:50.000. Foram utilizadas as cartas de Itirapina (IBGE, 1969), Brotas (IBGE, 1974), Ribeirão Bonito (IBGE, 1971a) e São Carlos (IBGE, 1971b). Acessamos, igualmente, o mosaico de cartas topográficas elaboradas pelo IGC, entre os anos de 1978 e 2006, em escala 1:10.000, que integram o Mapeamento Sistemático do Estado de São Paulo (SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA, 2019). Em ambiente computacional de sistema de informações geográficas (ArcGIS), criamos uma carta para cada imóvel rural, contendo tanto a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE, quanto a rede hidrográfica mapeada pelo IGC, extraídas das cartas supracitadas. As cartas foram criadas em escala compatível com a área de cada imóvel, variando de 1:10.000 a 1:30.000.

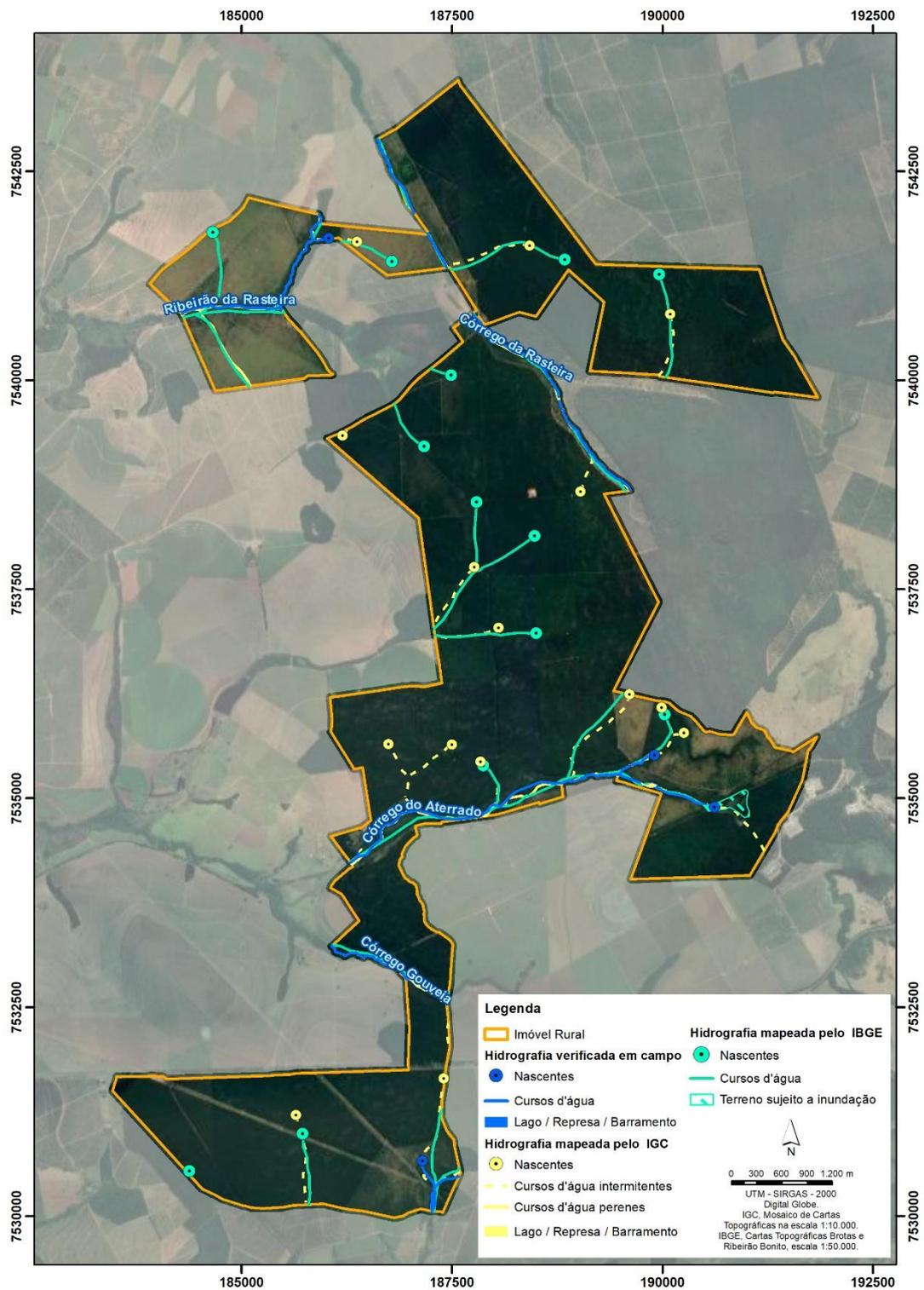
Posteriormente, com uso destas cartas e de um aparelho receptor móvel Garmin®, modelo GPSmap 60CSx, verificamos em campo (verdade terrestre), a

existência dos cursos d'água naturais e nascentes perenes ou intermitentes (BRASIL, 2012a) presentes nas cartas, que são os componentes protegidos pela legislação vigente (BRASIL, 2012a). A verificação em campo ocorreu em agosto de 2019.

Após a verificação em campo, criamos cartas finais para cada um dos imóveis rurais, contendo a rede hidrográfica conforme mapeada pelo IBGE e pelo IGC e a rede hidrográfica registrada em campo (verdade terrestre; ver Figuras 2, 3, 4, 5, 6).

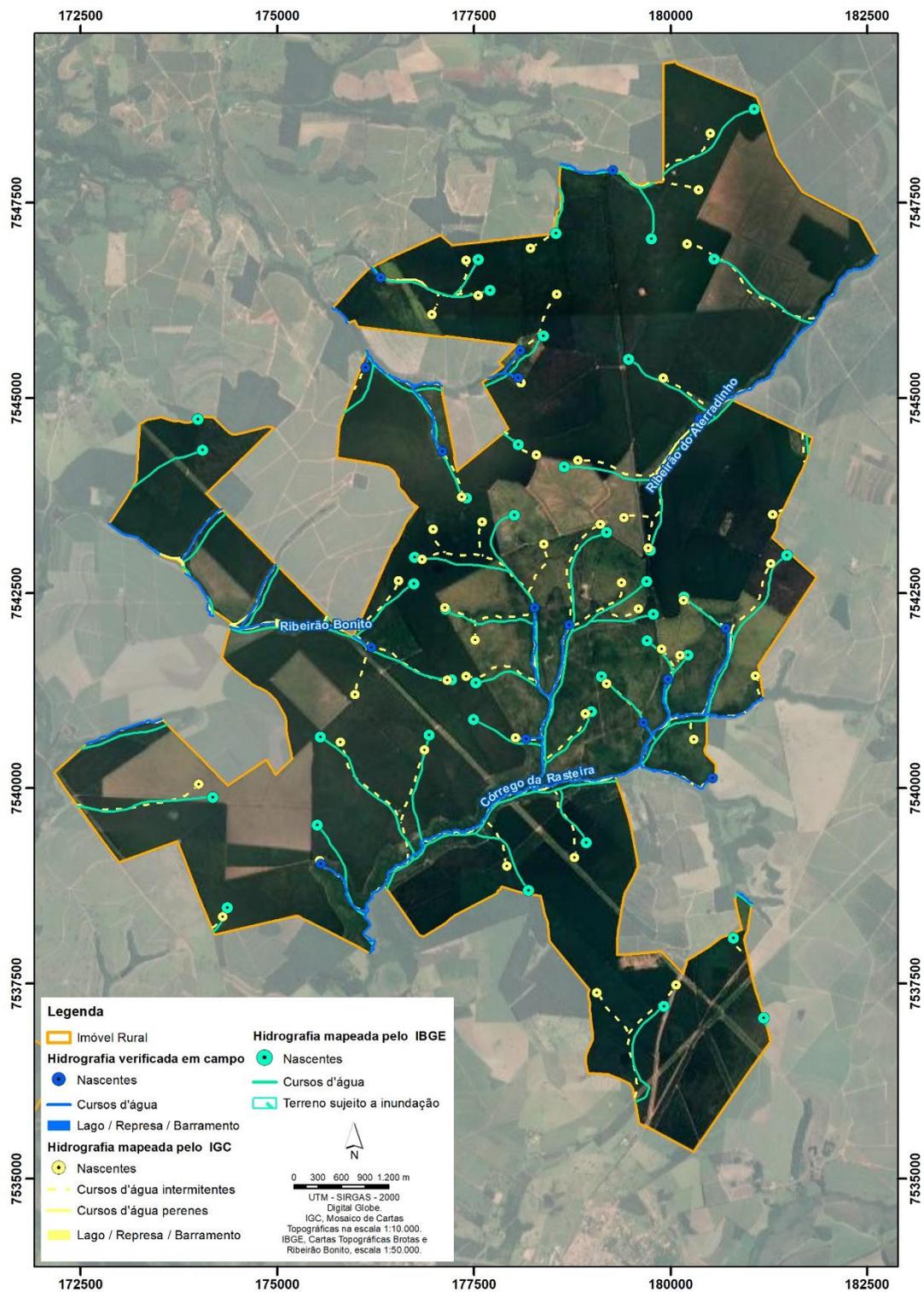
Por fim, em cada imóvel rural quantificamos, a partir dessas cartas: (i) o número de nascentes presentes, de acordo com o IBGE, com o IGC e com a verdade terrestre; (ii) a extensão/comprimento, em metros, dos cursos d'água perenes ou intermitentes, de acordo com o IBGE, IGC e verdade terrestre; e (iii) a área, em hectares, das APPs associadas às nascentes e cursos d'água perenes ou intermitentes, de acordo com o IBGE, IGC e verdade terrestre. Para quantificação da área de APPs associadas às nascentes, consideramos a área de entorno das nascentes perenes em um raio de 50 m, como definido pelo Artigo 4º, inciso IV, da Lei 12.651 (BRASIL, 2012a). Para a determinação da área de APPs associadas a cursos d'água, consideramos faixas de 30 m em cada uma de suas margens, a partir da borda da calha do leito regular dos cursos d'água, como definido pelo Artigo 4º, inciso I, item a, da Lei 12.651, para cursos d'água com menos de 10 metros de largura (BRASIL, 2012a), faixa em que se enquadram todos os cursos d'água dos imóveis estudados. Calculamos as diferenças entre os valores obtidos (número de nascentes e extensão de cursos d'água) a partir dos mapas da rede hidrográfica (IBGE e IGC) em relação à verdade terrestre e, adicionalmente, as diferenças nas dimensões das APPs, calculadas a partir dessas redes hidrográficas mapeadas, utilizando a fórmula $D = (VM - VT) * 100 / VT$, onde D é a diferença entre o valor mapeado e o valor real, em porcentagem (valores positivos significam valor nos mapas superior ao observado em campo), VM é o Valor Mapeado (nº de nascentes, extensão de cursos d'água ou área de APPs de acordo com as cartas do IBGE ou IGC), e VT é a Verdade Terrestre (nº de nascentes, extensão de cursos d'água ou área de APPs que realmente existem, verificados em campo).

Figura 2 - Carta final do Horto Santa Fé A, contendo a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE e pelo IGC e a rede hidrográfica registrada em campo



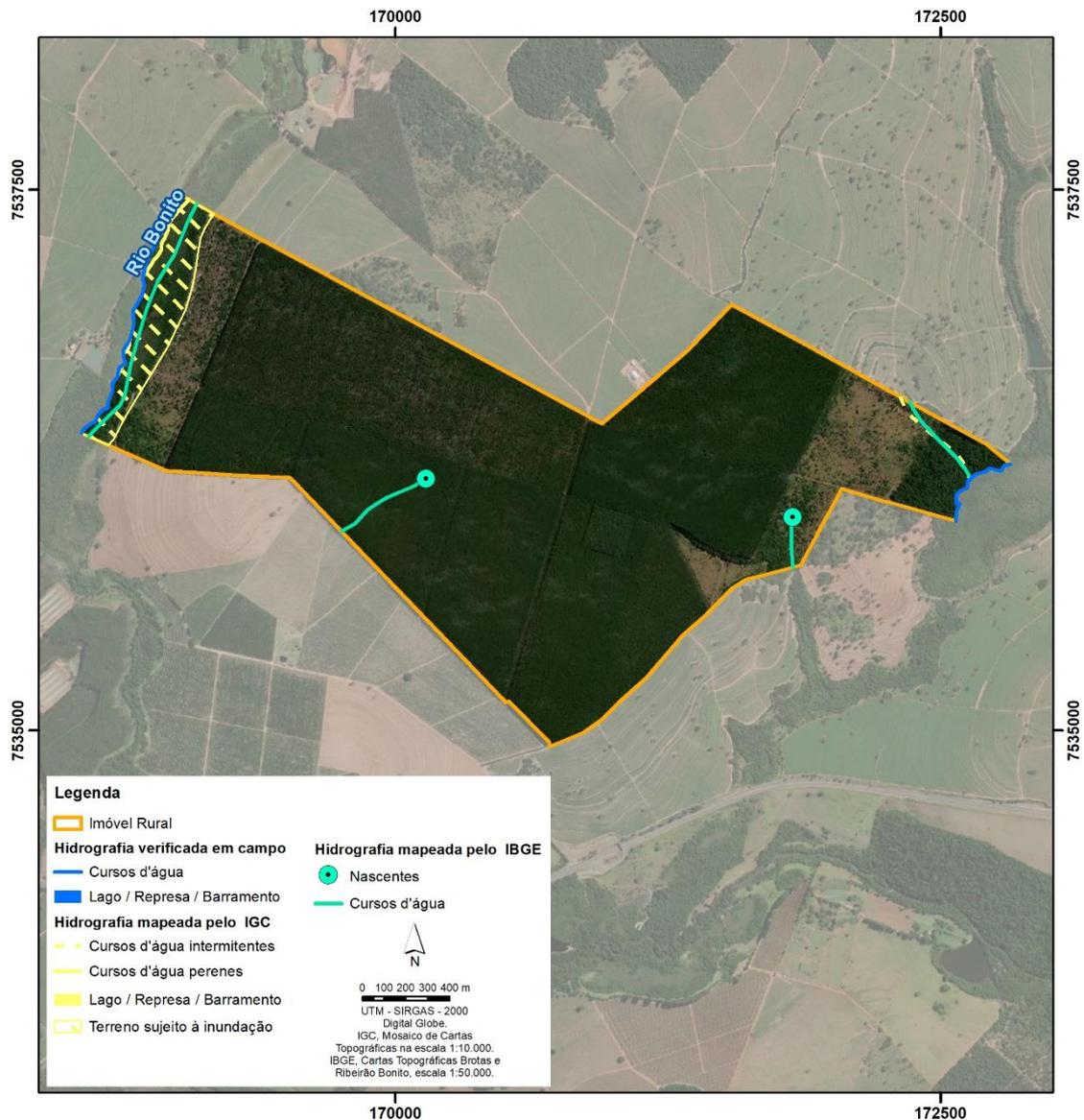
Fonte: Os autores.

Figura 3 - Carta final do Horto Santa Fé B, contendo a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE e pelo IGC e a rede hidrográfica registrada em campo



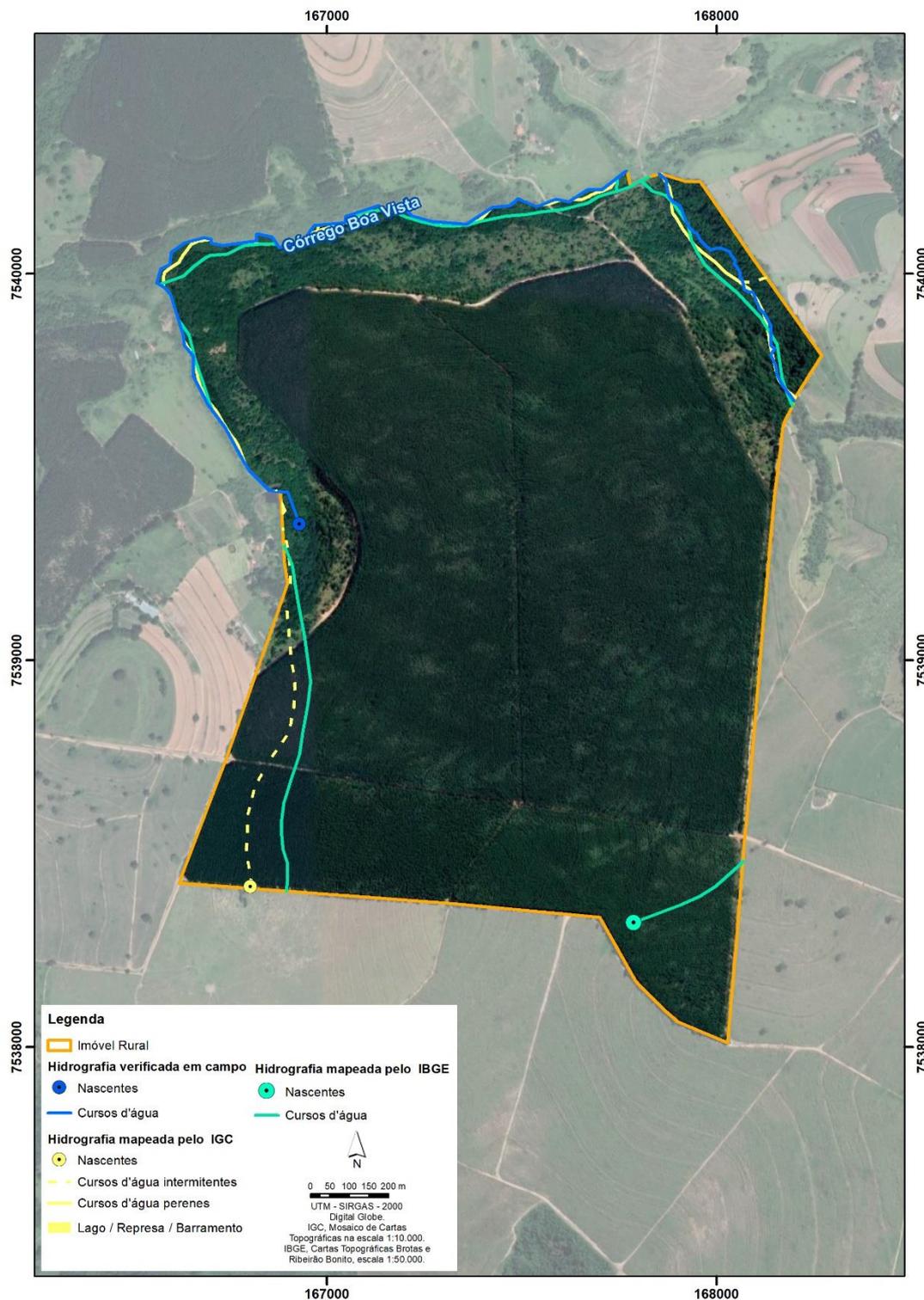
Fonte: Os autores.

Figura 4 - Carta final do Horto Santa Fé C, contendo a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE e pelo IGC e a rede hidrográfica registrada em campo



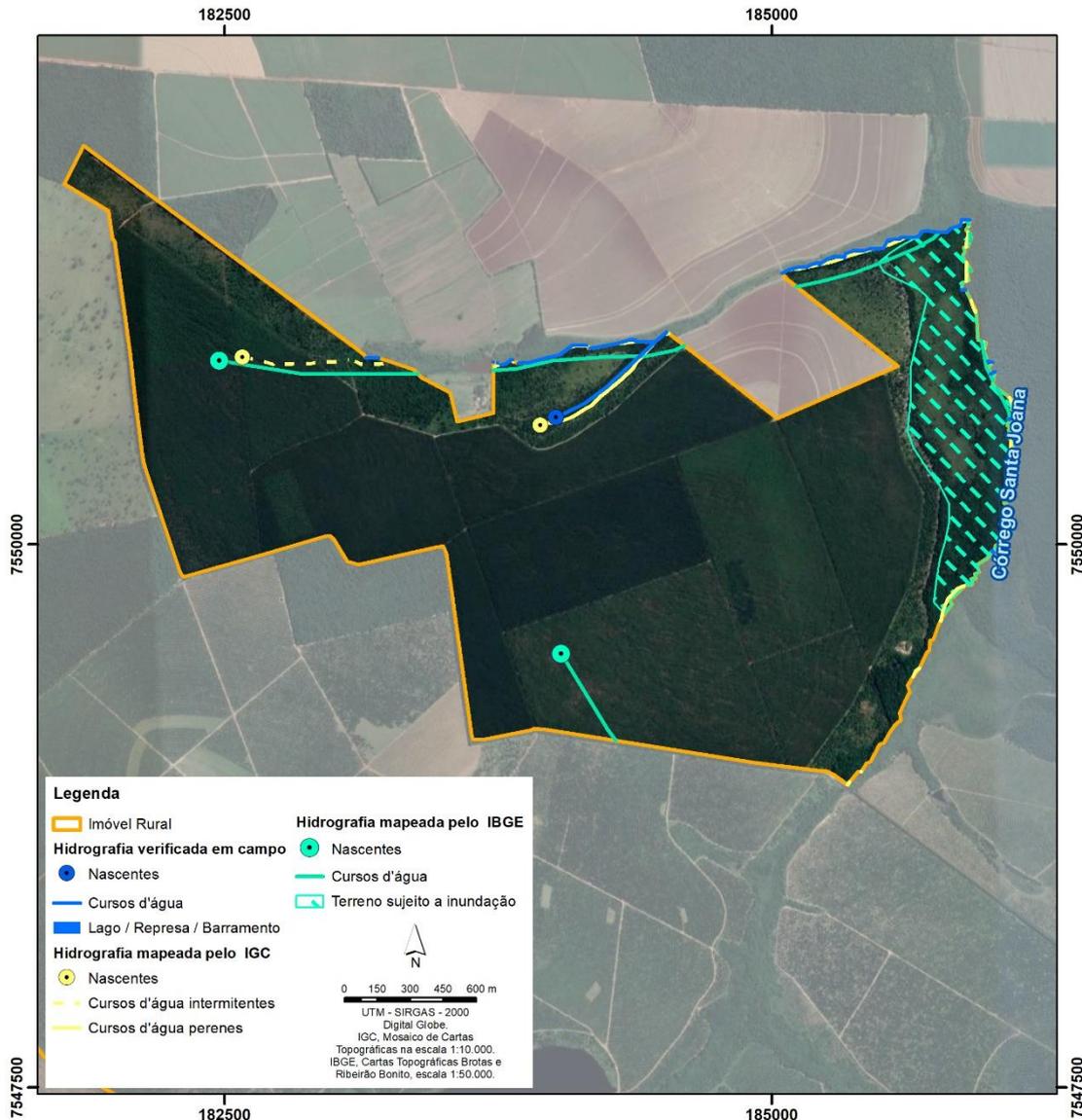
Fonte: Os autores.

Figura 5 - Carta final do Horto Santa Fé D, contendo a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE e pelo IGC e a rede hidrográfica registrada em campo



Fonte: Os autores.

Figura 6 - Carta final do Horto Santa Fé H, contendo a rede hidrográfica mapeada pelo IBGE e pelo IGC e a rede hidrográfica registrada em campo



Fonte: Os autores.

RESULTADOS

Tanto a carta da rede hidrográfica do IBGE quanto a carta da rede hidrográfica do IGC resultam em superdimensionamento do número de nascentes e da extensão dos cursos d'água perenes no interior dos imóveis rurais estudados, em relação à verdadeira rede hidrográfica existente em 2019 (Tabela 1; ver Figuras 2, 3, 4, 5, 6). Conseqüentemente, houve superdimensionamento também das APPs associadas a esses componentes da rede hidrográfica (exemplo na Figura 7).

De acordo com a carta do IBGE, existiriam, na área total de 10.860 hectares distribuídos no interior dos cinco imóveis rurais estudados, 59 nascentes e 108.208,25 metros de cursos d'água, que exigiriam 597,02 hectares de APPs (Tabela 1). Uma vez que validamos em campo a existência de apenas 23 nascentes e 59.287,13 metros de cursos d'água, que correspondem a 254,69 hectares de APPs, evidenciamos que a quantificação com base nas cartas do IBGE resultou em superdimensionamento do número de nascentes em 157%, da extensão dos cursos d'água em 83%, e das APPs em 134% (Tabela 1).

Resultado semelhante foi obtido com a quantificação a partir da rede hidrográfica mapeada pelo IGC, segundo a qual existiriam, no interior dos imóveis rurais estudados, 71 nascentes e 109.061,13 metros de cursos d'água, resultando em 573,25 hectares de APPs (Tabela 1). Em relação à verdade terrestre, os valores baseados no IGC correspondem a um superdimensionamento em 209% no número de nascentes, em 84% na extensão dos cursos d'água e em 125% na área de APPs associadas e estes elementos hidrográficos (Tabela 1).

Cabe destacar que, embora constem nas cartas do IGC, cursos d'água intermitentes não foram identificados na região pelas cartas do IBGE e nem pelas nossas observações em campo. Esta constatação baseou-se na inexistência de vestígios de que tenham existido, que seriam calhas definidas, porém sem fluxo hídrico no período seco, segundo Hansen (2001).

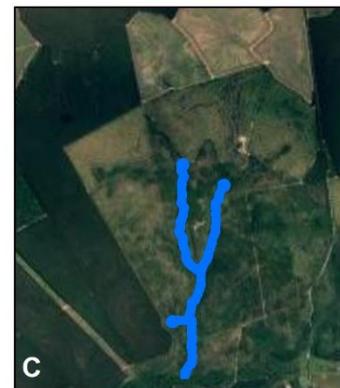
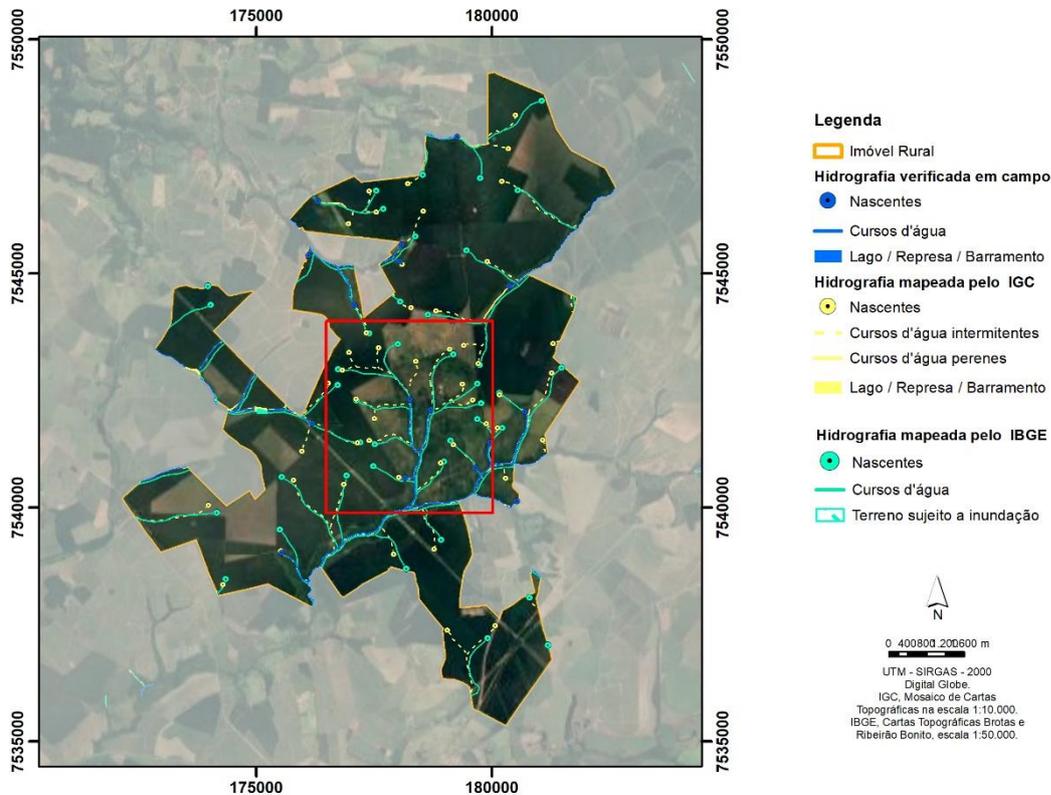
Tabela 1 - Número de nascentes, extensão dos cursos d'água e dimensão das APPs, quantificados com base nas cartas do IBGE, do IGC e em verificação em campo/verdade terrestre (VT), em cinco imóveis rurais (1 - Horto Santa Fé A; 2 - Horto Santa Fé B; 3 - Horto Santa Fé C; 4 - Horto Santa Fé D; 5 - Horto Santa Fé H) localizados nos municípios de Brotas e Ribeirão Bonito, SP*

Imóvel rural	Número de nascentes			Extensão dos cursos d'água (m)			APP (hectares)		
	IBGE	IGC	VT	IBGE	IGC	VT	IBGE	IGC	VT
1	14	15	4	29.349,00	28.148,70	16.629,10	160,53	150,66	70,51
2	40	52	16	68.206,80	68.889,55	31.613,50	379,76	379,39	148,09
3	2	1	0	2.356,03	2.256,15	1.718,32	15,11	7,65	5,11
4	1	1	1	2.384,35	3.760,83	3.187,91	19,85	16,19	11,60
5	2	2	2	5.912,07	6.005,89	6.138,81	21,76	19,36	19,38
Total	59	71	23	108.208,25	109.061,13	59.287,65	597,02	573,25	254,69
Diferença (valores absolutos)	+36	+48	—	+48.920,60	+49.773,48	—	+342,33	+318,56	—
Diferença (%)	+157	+209	—	+83	+84	—	+134	+125	—

Fonte: Os autores.

* São apresentados os valores obtidos em cada imóvel, na área total estudada e, também, o cálculo da diferença entre o que consta nas cartas e a verdade terrestre (superdimensionamento nos mapas), em valores absolutos e em porcentagem.

Figura 7 - Rede hidrográfica do Horto Santa Fé B (Brotas, SP). A área em detalhe corresponde à bacia hidrográfica de um dos afluentes da margem direita do córrego da Rasteira, conforme mapeada pelo IGC (A), IBGE (B) e com base na verificação em campo (C)



Fonte: Os autores.

DISCUSSÃO

Discrepâncias entre representações cartográficas e a realidade têm sido verificadas em diferentes circunstâncias e em diferentes regiões do mundo, auxiliando na compreensão dos resultados obtidos neste estudo. Há muitas explicações possíveis para os resultados verificados, que são discutidas detalhadamente adiante.

Discrepâncias derivadas do método utilizado para a compilação das representações cartográficas

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que tanto as cartas do IBGE quanto as cartas do IGC apresentam nascentes e longos trechos de cursos d'água inexistentes quando da verificação em campo. Em geral, as discrepâncias foram um pouco maiores na comparação da verdade terrestre com as cartas do IBGE do que com as cartas do IGC. Na maioria das vezes, as discrepâncias ocorrem nas cabeceiras das microbacias (nascentes e afluentes de primeira ordem), sendo raras nos trechos de segunda ordem e não ocorrendo nos trechos de ordens superiores.

As cartas planialtimétricas em escala de 1:50.000 do IBGE foram compiladas, em grande parte, nas décadas de 1960 e 1970, baseadas em fotografias aéreas e produzidas por processos óptico-mecânico-manuais (SANTOS; CASTIGLIONE, 2014). A compilação de uma carta planialtimétrica, após a obtenção da fotografia aérea, envolvia uma sequência de procedimentos que consistiam em perfurar os dispositivos, orientar manualmente os modelos estereoscópicos, gerar os originais de restituição fotogramétrica, elaborar e editar os originais cartográficos e, finalmente, imprimir em papel (MARTIN, 2020). O produto final poderia, portanto, acumular diferentes componentes de erro (MARTIN, 2020). Aos erros derivados dos processos de produção, pode ser adicionada a subjetividade da interpretação da imagem, que, apesar do estabelecimento de padrões e gabaritos, variava em função da experiência e intuição do profissional (AUDI, 1965; BORGONOVI *et al.*, 1967). Esse problema persiste na atualidade, pois incertezas para decidir limites de feições relacionadas a corpos d'água na interpretação de imagens remotas ocorrem mais em função das inconsistências do interpretador do que pela qualidade da imagem ou das condições ambientais (WERBYLO *et al.*, 2017; DONOVAN *et al.*, 2019).

As discrepâncias entre as redes hidrográficas nas representações cartográficas e a realidade, como observado neste estudo, não são exclusividade do Brasil. Como exemplo, podem ser mencionados os problemas oriundos dos produtos cartográficos americanos compilados por órgãos oficiais (HANSEN,

2001; COLSON *et al.*, 2008; BROOKS; COLBURN, 2011). Hansen (2001) demonstrou que, no sudeste dos Estados Unidos, rios pequenos são subestimados nos produtos topográficos da *US Geological Survey*, tanto na escala de 1:24.000 como na de 1:100.000. Assim como nas cartas do IBGE de 1:50.000, as cartas topográficas em escala de 1:24.000 da *US Geological Survey* foram compiladas a partir de interpretação de ortofotografias estereoscópicas (FRITZ *et al.*, 2013). Assim como no caso das cartas brasileiras, não há registro de critérios específicos para identificar os rios nas cartas americanas (RHOADS *et al.*, 2015), o que poderia sujeitá-las a imprecisões similares. As cartas do *National Hydrography Dataset*, utilizadas em muitos estados americanos para fins de regulação jurisdicional, são originárias das cartas topográficas da *US Geological Survey*, tendo como critério de demarcação de rios “onde a feição se torna pela primeira vez evidente como canal” (RHOADS *et al.*, 2015, p. 19). Uma vez que rios efêmeros não correm sobre leitos evidentes (HANSEN, 2001), cerca de metade da extensão total dos canais viria a ser sistematicamente excluída dessas cartas. Como resultado, muitos rios da Carolina do Norte representados no *National Hydrography Dataset* não existem (COLSON *et al.*, 2008) e, no caso de Massachusetts, rios que existem na realidade estão ausentes (BROOKS; COLBURN, 2011). Na China, o número de rios da rede fluvial nacional, que era estimado em cerca de 50.000 na primeira avaliação nacional, realizada na década de 1990, diminuiu para pouco mais de 22.000 em 2013, diminuição esta atribuída a erros metodológicos cometidos na ocasião do primeiro levantamento (WANG *et al.*, 2019).

O padrão brasileiro de acurácia posicional para dados espaciais foi estabelecido somente após o Decreto-lei 89.817 de 1984 (BRASIL, 1984) e, mesmo assim, “o controle de qualidade de um produto cartográfico é (...) poucas vezes realizado no Brasil” (GALO; CAMARGO, 1994, p. 1). De fato, em estudo sobre a qualidade de cartas, uma carta 1:50.000 da IBGE recebeu “classificação B” (GALO; CAMARGO, 1994) para um nível de significância de 10%, segundo a norma estabelecida (Brasil, 1984). Ressalvamos que não houve esclarecimento sobre quais foram os pontos de referência considerados no estudo de Galo e Camargo (1994) e os próprios autores colocaram ressalva relativa ao lapso de tempo compreendido entre a elaboração da carta oficial e a execução do estudo,

indicando que mudanças temporais nos elementos mapeados podem ocorrer. Erros derivados do método utilizado para a compilação dos mapas são, portanto, possíveis e mais frequentes do que o desejável.

Discrepâncias derivadas da escala inapropriada para discernir pequenos corpos d'água

Naturalmente, a visibilidade dos corpos d'água é maior quanto mais detalhada for a escala considerada (HANSEN, 2001), de forma que o aumento da resolução leva ao melhor ajuste entre a realidade e a representação cartográfica (FRITZ *et al.*, 2013). Na Inglaterra, Werrity (1972) verificou grandes erros na caracterização de corpos d'água usando cartas em escala 1:25.000, mas obteve boa acurácia com mapas em 1:2.500. Com base em estudo sobre o assunto na Polônia, Płaczkowska *et al.* (2015) argumentam que as redes hidrográficas não devem ser identificadas com base em cursos d'água apontados em mapas topográficos, especialmente no caso de pequenas bacias hidrográficas (<0.8 km²). Como exemplo para o estado de São Paulo, a comparação entre a rede hidrográfica obtida em escalas distintas e a partir de diferentes cartas topográficas resultou em grandes discrepâncias no comprimento total de corpos d'água, sendo que, em escala de 1:50.000, o somatório do comprimento de rios de primeira ordem foi 25% inferior em comparação com as cartas em escala de 1:10.000 (TANIWAKI *et al.*, 2018).

Pela análise das cartas apresentadas neste estudo, verifica-se que as discrepâncias foram maiores e mais frequentes nas cabeceiras (nascentes) e em rios de primeira ordem (trechos compreendidos entre a nascente e a junção com outro curso d'água). Este fato pode estar associado ao problema de escala, pois “os erros são tanto maiores quanto menores as áreas” (BORGONOVİ *et al.*, 1967, p. 98). Portanto, os mapas do IGC, compilados em escala de 1:10.000, seriam mais adequados para fins de demarcação de APPs em comparação com as cartas em escala de 1:50.000 do IBGE. Silva e Botelho (2017) recomendam a escala de 1:1.300 para obter a acuidade necessária para registro no CAR.

Discrepâncias em função da natureza dinâmica dos corpos d'água e da paisagem

Diferenças entre as cartas do IBGE e IGC e a verificação em campo poderiam, também, ser resultantes de mudanças temporais na localização das nascentes e cursos d'água. A morfologia dos corpos d'água é reflexo do estado de equilíbrio do ambiente que ocupam, sendo influenciada por inúmeros fatores (KIRCHNER *et al.*, 2015; MORAIS *et al.*, 2016; WOLH, 2019). Uma vez que esse equilíbrio é dinâmico e, dada a natureza também dinâmica dos fenômenos ambientais, alterações morfológicas ocorrem nos corpos d'água de forma contínua no espaço e no tempo, mesmo sem influência antrópica (FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015; DURIGHETTO *et al.*, 2020). Após distúrbios, alterações adicionais nos corpos d'água ocorrem até que um novo estado de equilíbrio seja alcançado (MORAIS *et al.*, 2016; WOHL, 2019). Assim, mudanças morfológicas em corpos d'água ocorrem como parte da evolução da paisagem, em diferentes escalas de tempo e espaço (PEKEL *et al.*, 2016): ao longo de milênios, séculos e décadas em resposta a alterações geológicas e climáticas (KIRCHNER *et al.*, 2015); anualmente, em resposta a fenômenos sazonais (FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015; DURIGHETTO *et al.*, 2020); ou até mesmo em escala de minutos, horas e dias, em resposta a eventos extremos desencadeadores de deslocamentos de massa (RATHBURN *et al.*, 2017). Em adição aos condicionantes naturais da paisagem, há que se considerar as alterações causadas por ação humana, que aceleram os padrões naturais de degradação do solo e de deposição de sedimentos (BRANNSTROM; OLIVEIRA, 2000; LATRUBESSE *et al.*, 2009; KIRCHNER *et al.*, 2015). Estudos indicam que a ocupação humana em áreas adjacentes aos imóveis que foram objeto do presente estudo possivelmente ocorre há milênios (CHELIZ; OLIVEIRA 2019). Modificações mais intensas ocorreram ao longo do século 19 e no decorrer do século 20, durante as quais alterações no uso do solo foram impostas nos sucessivos ciclos econômicos, com a substituição da vegetação existente na região pela agricultura, pecuária ou extração de madeira (BRANNSTROM; OLIVEIRA, 2000). Atualmente, porém, cerca de 70% das terras dos imóveis rurais são ocupados por plantações florestais de espécies do gênero *Eucalyptus*,

sendo o restante ocupado por vegetação nativa de Cerrado em regeneração. Não se pode descartar, portanto, que as discrepâncias observadas entre as cartas elaboradas há algumas décadas e a condição atual sejam, pelo menos em parte, mudanças reais que ocorreram nesse intervalo de tempo devido à recuperação a partir do estado de degradação vigente à época, ou mesmo que sejam resultado da ação humana posterior àqueles mapeamentos.

Modificações na extensão de cursos d'água ao longo do tempo podem ser decorrentes de mudanças na cobertura vegetal das bacias hidrográficas. Considerando-se o longo tempo decorrido entre a elaboração das cartas do IBGE e os levantamentos de campo realizados para este estudo, não se pode descartar esta como uma explicação possível para as discrepâncias. Bacias hidrográficas recobertas com vegetação são menos vulneráveis aos processos erosivos em comparação com bacias hidrográficas em condições semelhantes desprovidas de cobertura vegetal, pois tanto a parte aérea das plantas quanto as suas estruturas subterrâneas protegem o solo. A copa e a serapilheira protegem contra o impacto direto das gotas de chuva (VAEZI *et al.*, 2017) e o sistema radicular melhora a função hidráulica do solo (ARCHER *et al.*, 2015), conferindo melhor estabilidade aos seus agregados e aumentando a resistência ao cisalhamento (VANNOPPEN *et al.*, 2015). Além de conferir maior resistência mecânica à erosão, a presença de vegetação de maior porte estabiliza o regime de fluxo de água, diminuindo a frequência de episódios hídricos extremos na bacia hidrográfica (FILOSO *et al.*, 2017), com potencial de ocasionar grandes deslocamentos de massa. Há, porém, uma função importante da cobertura vegetal que raramente é reconhecida: a interceptação da água da chuva pela folhagem, diminuindo consideravelmente a quantidade de água que alcança o solo (DIETZ *et al.*, 2006). A folhagem confere ampla superfície de contato para a água da chuva aderir, o que justifica perdas evaporativas maiores em vegetação com mais biomassa (VILLEGAS *et al.*, 2015). A quantidade de água que atravessa o dossel e chega ao solo é menor em vegetação mais alta, pois sua maior rugosidade aerodinâmica confere mais energia disponível para a evaporação (DIETZ *et al.*, 2006). Como resultado, há modificações na dinâmica de armazenamento de água no solo e dos mecanismos de geração de deflúvio, pois menos água alcança e recarrega o solo (OLIVEIRA *et al.*, 2016; CAMPO *et*

al., 2019; ANACHE *et al.*, 2019). Além da perda evaporativa inicial maior (ANACHE *et al.*, 2019), o sistema radicular distribuído em maior volume no perfil do solo sob vegetação de maior porte (FAN *et al.*, 2017) permite acesso à água de regiões mais profundas, o que aumenta a perda evaporativa de água pela transpiração (VILLEGAS *et al.*, 2017). Assim, sob vegetação mais densa, o conteúdo de água no solo geralmente é menor (ANACHE *et al.*, 2019; CAMPO *et al.*, 2019), o lençol freático geralmente é mais profundo (OLIVEIRA *et al.*, 2016; ANACHE *et al.*, 2019) e a produção hídrica é menor (FILOSO *et al.*, 2017). O resultado é que a mudança temporal no número de nascentes e na extensão dos cursos d'água na região de estudo pode ser parcialmente atribuída ao aumento da interceptação da chuva e da evapotranspiração decorrentes de mudanças na cobertura vegetal.

Sendo a umidade inicial um dos fatores que definem a disponibilidade de espaço no solo para a recarga de água, um solo coberto por vegetação de baixa biomassa estará mais úmido e necessitará de pequeno montante de chuva para saturar e elevar o nível hidrostático. Esta elevação pode modificar a posição da nascente (FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015) ou produzir escoamento superficial com mais frequência (ANACHE *et al.*, 2019; CAMPO *et al.*, 2019), o que resulta em maior volume de água escoada por esse processo do que ocorreria sob vegetação de maior biomassa (FILOSO *et al.*, 2017; ANACHE *et al.*, 2019). O assoreamento é um dos reflexos da diminuição da biomassa vegetal, podendo ser constatado na calha dos rios. Em solo descoberto, o aumento da produção de sedimentos é proporcionalmente maior do que o aumento do fluxo de água (OLIVEIRA *et al.*, 2015) o que faz com que haja, na presença de pequenos eventos chuvosos, acúmulo do material particulado no leito dos rios (FICAGNA JR. *et al.*, 2015), que poderá ser removido por eventos chuvosos maiores, quando o fluxo de escoamento superficial passa a ter maior poder de transporte e cisalhamento (KIRKBY, 2016). Nessas ocasiões, pode haver não somente a remoção do sedimento acumulado na superfície do solo e no leito do rio, mas também erosão onde normalmente predomina o processo de deposição (KIRKBY, 2016). Corpos d'água de pequeno porte são particularmente sensíveis a essas modificações, pois as transições entre

diferentes processos geomorfológicos podem ocorrer com alta frequência nas condições de cabeceira (PAIXÃO; KOBAYAMA, 2019).

Uma vez que corpos hídricos ajustam sua morfometria às condições ambientais da bacia hidrográfica (MORAIS *et al.*, 2016; WOHL, 2019), alterações no regime hídrico decorrentes de mudanças no uso do solo fatalmente transformarão a forma dos canais fluviais. Nesse contexto, é possível que, à época na qual as fotografias aéreas que originaram as cartas topográficas do IBGE foram obtidas, a paisagem da região estivesse reduzida ao mínimo de biomassa vegetal, sobre solo com visíveis sinais de erosão. Trata-se de um cenário em que há o mínimo de perda evaporativa e máxima produção hídrica (ANACHE *et al.*, 2019). Sob essas circunstâncias, os corpos d'água podem sofrer grande expansão durante os eventos de chuva, tanto em largura como em extensão, alimentados pela água que não infiltra no solo, formando uma rede extensa de rios intermitentes e efêmeros, que desaparecem em períodos de estiagem (FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015). A paisagem à essa época seria, portanto, marcada por sulcos que seriam preenchidos com água durante o período úmido do ano ou somente durante a ocorrência da chuva. Trata-se de uma situação sujeita a erros, com tendência à superestimativa da rede de drenagem (WERBYLO *et al.*, 2017). Sem verificação em campo ou sem a comparação de imagens obtidas em períodos distintos do ano, a diferenciação entre corpos d'água perenes e temporários é praticamente inviável. Há que se observar que, nas quatro cartas do IBGE utilizadas no presente estudo, não há registro de nenhum curso d'água intermitente, apesar do termo constar na legenda daquelas cartas, comprovando a falta de diferenciação entre essas duas tipologias de rio na ocasião do mapeamento.

Durante os 50 anos que se seguiram à elaboração das cartas topográficas do IBGE, o uso predominante do solo na região deste estudo deixou de ser pastoril, passando as terras a serem ocupadas por cultivos de maior biomassa, como plantações florestais e canaviais. Além disso, com a diminuição da pressão do pastejo de gado bovino e supressão do fogo, tem ocorrido adensamento arbóreo nas áreas ocupadas por vegetação nativa de Cerrado, com as fisionomias abertas praticamente extintas no estado de São Paulo (DURIGAN; RATTER, 2006). Todas essas mudanças estão associadas à maior extração de

água do solo pela vegetação, resultando em rebaixamento do lençol freático. O rebaixamento no nível do lençol freático decorrente do aumento da biomassa aérea pode ter acarretado a migração da posição das nascentes para jusante, com a conseqüente diminuição da extensão da rede hidrográfica. Pode ser, portanto, que a rede fluvial tenha, de fato, encolhido em relação à existente há cinquenta anos.

Discrepâncias em função do período do ano para verificação da verdade terrestre

Rios de primeira ordem são corpos d'água de pequena dimensão, perenes ou intermitentes, desprovidos de afluentes (FREEMAN *et al.*, 2007). Ao contrário dos rios perenes, em cujo leito há sempre água corrente, rios intermitentes e efêmeros são temporários e, portanto, de difícil mapeamento. Diferencia-os o fato dos rios intermitentes apresentarem a fase corrente e a fase seca, sendo alimentados em grande parte pela água subsuperficial. Rios efêmeros se formam somente em resposta a eventos hídricos e são alimentados por processos hidrológicos de superfície (FRITZ *et al.*, 2013). A presença de calha definida caracteriza rios perenes e intermitentes, enquanto fluxos efêmeros não têm calhas definidas (HANSEN, 2001). Se, localmente, a diferenciação entre os dois tipos de rios temporários é difícil, o mapeamento de pequenos corpos d'água de forma remota tem sido um grande desafio aos cartógrafos. Ferramentas diversas têm sido utilizadas para o mapeamento de redes fluviais: fotografias aéreas, imagens de satélite, drones, modelos de elevação digital, algoritmos para delineamento automático de feições ou a combinação de várias técnicas (BHOWMIK *et al.*, 2015; OZULU; GÖKGÖZ, 2018; RUSNÁK *et al.*, 2018). Apesar da acurácia crescente proporcionada pelos avanços tecnológicos, a identificação do ponto em que um sulco (fluxo efêmero) se torna rio (intermitente ou perene) continua sendo de difícil identificação por métodos remotos. A variabilidade sazonal da rede fluvial (FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015; DURIGHETTO *et al.*, 2020), assim como a mutabilidade do ambiente que a cerca (LATRUBRESSE *et al.*, 2009; CHELIZ; OLIVEIRA, 2019; BASANT *et al.*, 2020), dificultam ainda mais a representação da realidade. Essa dificuldade pode ter originado o superdimensionamento da

rede temporária dos trechos dos cursos d'água mapeados pelo IGC, que, pelo menos em parte, seriam rios efêmeros, uma vez que os trechos mapeados como perenes estão mais próximos da verdade terrestre.

O reconhecimento em campo para o presente estudo foi efetuado no mês de agosto, considerado o mais seco do ano na região de estudo (SENTELHAS *et al.*, 2003). Este fato conduz à indagação se a ausência dos rios temporários poderia ser justificada pelo período em que foi realizado o reconhecimento em campo. Para diferenciar rios temporários e perenes é usual a observação em campo durante a ocorrência do evento chuvoso ou a utilização de técnicas específicas que permitam registrar o evento remotamente. Porém, o uso de identificadores, como o hidromorfismo no solo, macroinvertebrados aquáticos, ou vegetação característica de áreas úmidas permite separá-los com alto grau de precisão (HANSEN, 2001). Rios intermitentes persistem por mais tempo em comparação com rios efêmeros, mas o fluxo subsuperficial que sustenta a ambos geralmente está ausente no final da estação seca (FELIPPE; MAGALHÃES JR., 2015). No caso das áreas do presente estudo, em muitos pontos onde os mapas oficiais indicam presença de rede fluvial, não foram verificados sulcos que indicassem o caminho preferencial das águas pluviais em períodos chuvosos. Dessa forma, mesmo considerando que a época do levantamento da rede fluvial pode não ter sido ideal para a observação e o registro de rios temporários, não foram encontrados em campo sequer indícios de que tenham existido, como a presença de solos hidromórficos ou de plantas típicas de zonas ripárias em regiões de Cerrado.

Discrepâncias entre a rede hidrográfica mapeada e a realidade são pervasivas?

Publicações têm demonstrado que discrepâncias entre a rede hidrográfica mapeada e a realidade não são ocorrências raras e que vêm sendo percebidas há décadas em outros países, como os Estados Unidos, a Inglaterra (WERRITY, 1972) e a Polônia (PŁACZKOWSKA *et al.*, 2015), entre outros. Em mapas utilizados para fins regulatórios, nos Estados Unidos, rios de pequena ordem são superestimados (MORISAWA, 1957; COLSON *et al.*, 2008), subestimados (HANSEN, 2001; COLSON *et al.*, 2008; BROOKS; COLBURN,

2011; FRITZ *et al.*, 2013), ou ambos (COLSON *et al.*, 2008), de forma que RHOADS *et al.* (2015, p. 19) concluíram que “a análise comparativa entre as imagens aéreas e o *National Hydrography Dataset* indicam que este último não é fonte confiável para identificar canais fluviais”.

No Brasil, o problema alcançou visibilidade a partir da promulgação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012a). Estudos baseados na autodeclaração da malha hidrográfica no CAR têm apontado que a extensão dos rios de primeira ordem é inferior à que consta nos mapas hidrográficos oficiais no estado de São Paulo (TANIWAKI *et al.*, 2018) e no Rio Grande do Sul (BELLIN *et al.*, 2019). Cabe aqui o questionamento: trata-se de omissão de informação por parte dos declarantes ou imprecisão nos mapas utilizados como referência? Ambas as explicações são possíveis, mas a solução para o problema depende de verificação em campo. As dificuldades enfrentadas pelos cadastrantes do CAR não se restringem à falta de exatidão de nascentes e corpos d'água nos mapas oficiais. Há, por exemplo, registro de inconsistência entre a imagem orbital disponibilizada para o CAR no estado de Minas Gerais, a imagem de ortofoto obtida por drone aerofotogramétrico e o produto cartográfico obtido com estação total (SILVA; BOTELHO, 2017).

Problemas decorrentes das discrepâncias entre a rede hidrográfica verificada em campo e aquela apresentada nas cartas hidrográficas oficiais ocorrem, portanto, em todo o Brasil, assim como em outros países do mundo e este não é um problema recente. A ausência de uma base cartográfica confiável dificulta o cadastro correto de áreas e feições, criando conflitos entre usuários e os órgãos fiscalizadores em território nacional.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Redes hidrográficas, se mapeadas em larga escala, são uma boa representação para planejamento que venha a ser feito também em escala ampla. Todavia, não são adequadas para atender às exigências de delimitação de APPs no CAR e nem para, por exemplo, quantificar nascentes para pagamento por serviços ambientais. Com base nos resultados deste estudo e na extensa literatura atestando que erros no mapeamento são comuns e que mudanças na malha hidrográfica podem ocorrer no tempo e no espaço, recomendamos que:

1. A demarcação de nascentes, cursos d'água e APPs hídricas para fins de planejamento ambiental e verificação do cumprimento das leis seja feita com base na verificação em campo.

2. A demarcação e o mapeamento da rede hidrográfica sejam feitos no final da estação seca para identificação das nascentes e de trechos perenes dos cursos d'água e no final do período chuvoso, mas não durante eventos chuvosos, para demarcação de cursos de água intermitentes (que desaparecem em períodos de seca), excluindo-se os efêmeros (que só existem durante os eventos chuvosos), uma vez que os últimos não são protegidos pela lei vigente.

3. Os profissionais que lidam com planejamento ambiental e com a verificação do cumprimento das leis precisam de capacitação sobre o assunto para o exercício pleno e adequado de suas funções.

AGRADECIMENTOS

À International Paper, na pessoa do Coordenador de Meio Ambiente e Sustentabilidade Florestal, Sr. Miguel Magela, que nos autorizou a utilizar informações da empresa para a elaboração deste artigo. G.D. agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa (Processo 309709/2020-2).

REFERÊNCIAS

ANACHE, J. A. *et al.* Hydrological trade-offs due to different land covers and land uses in the Brazilian Cerrado. **Hydrology & Earth System Sciences**, v. 23, 1263–1279. 2019.

ARCHER, N. A. *et al.* Rainfall infiltration and soil hydrological characteristics below ancient forest, planted forest and grassland in a temperate northern climate. **Ecohydrology**, v. 9, 585–600. 2015.

AUDI, R. Estudo da cultura canavieira na região de Piracicaba por fotointerpretação-parte I. **Bragantia**, v. 24, 202–218. 1965.

BASANT, S. *et al.* When savannas recover from overgrazing, ecohydrological connectivity collapses. **Environmental Research Letters**, v. 15, 054001. 2020.

BELLIN, P. K. Lei de Proteção da Vegetação Nativa e a autodeclaração do Cadastro Ambiental Rural (CAR) brasileiro: uma análise da incompatibilidade em nascentes e rios de primeira ordem. *In*: Simpósio Brasileiro de

- Sensoriamento Remoto, 19, 2019., Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2019. p. 1-5.
- BHOWMIK, A. K.; METZ, M.; SCHÄFER, R. B., 2015. An automated, objective and open source tool for stream threshold selection and upstream riparian corridor delineation. **Environmental Modelling & Software**, v. 63, p. 240–250.
- BORGONOV, M. Cobertura vegetal do Estado de São Paulo: II-Levantamento por fotointerpretação das áreas cobertas com floresta natural e reflorestamento. **Bragantia**, v. 26, p. 93–102. 1967.
- BRANNSTROM, C.; OLIVEIRA, A. S. Human modification of stream valleys in the western plateau of São Paulo, Brazil: implications for environmental narratives and management. **Land Degradation & Development**, v. 11, p. 535–548. 2000.
- BRASIL. Decreto nº 89.817 de 20 de junho de 1984. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D89817.htm. Acesso em: 13 abr. 2020.
- BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Disponível em: http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/Viw_Identificacao/lei%2011.428-2006?OpenDocument. Acesso em: 10 dez. 2019.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012a. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Atos2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 10 dez. 2019.
- BRASIL. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012b. Disponível em: http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/Viw_Identificacao/DEC%207.830-2012?OpenDocument. Acesso: 10 dez. 2019.
- BROOKS, R. T.; COLBURN, E. A., 2011. Extent and Channel Morphology of Unmapped Headwater Stream Segments of the Quabbin Watershed, Massachusetts. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 47, p. 158–168.
- CAMPO, A. D. *et al.* Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 163–175. 2019.
- CHELIZ, P. M.; OLIVEIRA, R. C. Landscape formation, environmental changes and prehistoric occupation (Jacaré-Guaçu River Lowlands, Araraquara area, Southeast Brazil, Late Pleistocene-Holocene interval): correlation between geomorphological, pedological, geochronological and archaeological data. **Quaternary and Environmental Geosciences**, v. 10, p. 44–61. 2019.

- COLSON, T. *et al.* Topographic and soil maps do not accurately depict headwater stream networks. **National Wetlands Newsletter**, v. 30, p. 25–28. 2008.
- DIETZ, J.; HÖLSCHER, D.; LEUSCHNER, C., 2006. Rainfall partitioning in relation to forest structure in differently managed montane forest stands in Central Sulawesi, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 237, p. 170–178.
- DONOVAN, M. *et al.* Accounting for uncertainty in remotely-sensed measurements of river planform change. **Earth-Science Review**, v. 193, p. 220–236. 2019.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A., 2006. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, p. 119-130.
- DURIGHETTO, N. *et al.* Intraseasonal Drainage Network Dynamics in a Headwater Catchment of the Italian Alps. **Water Resources Research**, v. 56, e2019WR025563. 2020.
- FAN, Y. *et al.* Hydrologic regulation of plant rooting depth. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, p. 10572–10577. 2017.
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JR., A. P. Dinâmica hidrogeomorfológica de nascentes da Serra do Cipó e Lagoa Santa (MG). *In: simpósio brasileiro de recursos hídricos*, 21., 2015, Brasília. **Anais...** Brasília: ABRH, 2015. p.1–8.
- FICAGNA JR., E. B.; DIAS, W. R.; RIBEIRO, E. S. Funcionamento hídrico da cobertura pedológica de uma cabeceira de curso d'água afluente do rio São Lourenço em Campo Verde–MT. **Biodiversidade**, v. 14, p. 31–48. 2015
- FILOSO, S. *et al.* Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PloS one**, v. 12, p. 1–26. 2017.
- FREEMAN, M. C.; PRINGLE, C. M.; JACKSON, C. R. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. **Journal of American Water Resource Association**, v. 43, p. 5–14. 2007.
- FRITZ, K. M. *et al.* Comparing the extent and permanence of headwater streams from two field surveys to values from hydrographic databases and maps. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, p. 867–882. 2013.
- GALO, M.; CAMARGO, P. D. O. Utilização do GPS no controle de qualidade de cartas. *In: congresso brasileiro de cadastro técnico multifinalitário- COBRAC*, 1., 1994, Florianópolis. **Anais...** II. p. 41–48.

GOMES, B. Z.; MARTINS, F. R.; TAMASHIRO, J. Y. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da International Paper do Brasil Ltda., em Brotas, SP. **Brazilian Journal of Botany**, v. 27, p. 249–262. 2004.

HANSEN, W. F. Identifying stream types and management implications. **Forest Ecology and Management**, v. 143, p. 39–46. 2001.

IBGE. **Carta do Brasil**–Brotas (SF -22-Z-B-III-4). Rio de Janeiro: IBGE, 1974. 1 mapa. Escala 1:50.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/folhas_topograficas/editoradas/escala_50mil/brotas27054.pdf. Acesso em: 13 set. 2019.

IBGE. **Carta do Brasil**–Itirapina (SF-23-M-I-3). Rio de Janeiro: IBGE, 1969. 1 mapa. Escala 1:50.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/folhas_topograficas/editoradas/escala_50mil/itirapina27063.pdf. Acesso em: 13 set. 2019.

IBGE. **Carta do Brasil**–Ribeirão Bonito (SF 22-Z-B-III-2). Rio de Janeiro: IBGE, 1971a. 1 mapa. Escala 1:50.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/folhas_topograficas/editoradas/escala_50mil/ribeirao_bonito27052.pdf. Acesso em: 13 set. 2019.

IBGE. **Carta do Brasil**–São Carlos (SF-23-Y-A-I-1). Rio de Janeiro: IBGE, 1971b. 1 mapa. Escala 1:50.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/folhas_topograficas/editoradas/escala_50mil/sao_carlos27061.pdf. Acesso em: 13 set. 2019.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO. **Missão e Histórico**. Disponível em: <http://www.igc.sp.gov.br/institucional/missao.html>. Acesso em: 23 abr. 2020.

KIRCHNER, A. *et al.* Mid-and late Holocene fluvial dynamics in the tropical Guapi-Macacu catchment, Southeast Brazil: the role of climate change and human impact. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 426, p. 308–318. 2015.

KIRKBY, M. J. Water in the critical zone: soil, water and life from profile to planet. **Soil**, v. 2, p. 631–645. 2016.

LATRUBESSE, E. M. *et al.* The geomorphologic response of a large pristine alluvial river to tremendous deforestation in the South American tropics: The case of the Araguaia River. **Geomorphology**, v. 113, p. 239–252. 2009.

LAUTERJUNG, M. B. *et al.* Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, v. 14, p. 1–12. 2018.

- MARTIN, L. **PEC, o que é e como aplicar?** [Parte 1] – PEC (Padrão de Exatidão Cartográfico) do atributo geométrico. Disponível em: <https://www.engesat.com.br/>. Acesso em: 13 abr. 2020.
- MENDONÇA, A. L. A.; SLUTER, C. R. Análise da relação entre ensino e pesquisa em ciências geodésicas e a cobertura do mapeamento sistemático no Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, p. 1–10. 2011.
- MORAIS, E. S.; ROCHA, P. C.; HOOKE, J. Spatiotemporal variations in channel changes caused by cumulative factors in a meandering river: The lower Peixe River, Brazil. **Geomorphology**, v. 273, p. 348–360. 2016.
- MORISAWA, M. Accuracy of determination of stream lengths from topographic maps. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 38, p. 86–88. 1957.
- NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **A ONU e o Meio Ambiente**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/91223-onu-e-o-meio-ambiente> . Acesso em: 25 abr. 2022.
- OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, p. 1524–1532. 2015.
- OLIVEIRA, P. T. S. *et al.* Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. **Ecohydrology** 10, e1759. 2016.
- OZULU, İ. M.; GÖKGÖZ, T. Examining the stream threshold approaches used in hydrologic analysis. **International Journal of Geo-Information**, v. 7, p. 1–12. 2018.
- PAIXÃO, M. A.; KOBAYAMA, M. Relevant parameters for characterizing mountain rivers: a review. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, p. 1–13. 2019.
- PEKEL, J. F. *et al.* High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature**, v. 540, p. 418–422. 2016.
- PLACZKOWSKA, E. *et al.* Spatial distribution of channel heads in the Polish Flysch Carpathians. **Catena**, v. 127, p. 240–249. 2015.
- RATHBURN, S. L. *et al.* The fate of sediment, wood, and organic carbon eroded during an extreme flood, Colorado Front Range, USA. **Geology**, v. 45, p. 499–502. 2017.
- RHOADS, B. L.; LEWIS, Q. W.; ANDRESEN, W. Historical changes in channel network extent and channel planform in an intensively managed landscape: Natural versus human-induced effects. **Geomorphology**, v. 252, p. 17–31. 2015.

RUSNÁK, M. et al. Template for high-resolution river landscape mapping using UAV technology. **Measurement**, v. 115, p. 139–151. 2018.

SANTOS, C. J. B. D.; CASTIGLIONE, L. H. G. A atuação do IBGE na evolução da cartografia civil no Brasil. **Terra Brasilis** (Nova Série), v. 3, p. 1–24. 2014.

SÃO PAULO. Lei nº 13.550, de 02 de junho de 2009. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/norma/?id=156399>. Acesso em: 10 dez. 2019.

SENTELHAS, P. C. et al. **Banco de Dados Climáticos do Brasil**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em: <https://www.bdclima.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 10 dez. 2019. 2003.

SILVA, J. E. C. F.; BOTELHO, M. F. Cadastro Ambiental Rural utilizando imagem de drone aerofotogramétrico. **Revista Agrogeoambiental**, v. 9, p. 73–84. 2017.

SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA. **DataGEO: Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo**. São Paulo: SIMA, 2019. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>. Acesso em 13 set. 2019.

STEVENS, N. et al. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, v. 23, p. 235–244. 2017.

TANIWAKI, R. H. et al. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 49–53. 2018.

THE UNITED NATIONS. **Dag Hammarskjöld Library**. UN Documentation: Environment - Conferences and Reports on the Environment. Disponível em: <https://research.un.org/en/docs/environment/conferences>. Acesso em: 21 dez. 2019.

VAEZI, A. R.; AHMADI, M.; CERDÀ, A. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 382–392. 2017.

VANNOPPEN, W. et al. A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated flow erosion rates. **Earth-Science Reviews**, v. 150, p. 666–678. 2015.

VICTOR, M. D. M. et al. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, Brasil. 2005.

VILLEGAS, J. C. et al. Sensitivity of regional evapotranspiration partitioning to variation in woody plant cover: insights from experimental dryland tree mosaics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 1040–1048. 2015.

WANG, Y. Solving the mystery of vanishing rivers in China. **National Science Review** 6, p. 1239–1246. 2019.

WERBYLO, K. L. *et al.* Investigating the accuracy of photointerpreted unvegetated channel widths in a braided river system: a Platte River case study. **Geomorphology**, v. 278, p. 163–170. 2017.

WERRITTY, A. Accuracy of stream link lengths derived from maps. **Water Resources Research**, v. 8, p. 1255-1264. 1972.

WOHL, E. Forgotten legacies: Understanding and mitigating historical human alterations of river corridors. **Water Resources Research**, v. 55, p. 5181–5201. 2019.

Recebido em 06 de Dezembro de 2021

Aceito em 24 de Março de 2022