



Sobre quatro princípios fundamentais para guiar o uso de modelos hidrológicos no mapeamento de áreas prioritárias em programas de revitalização de bacias hidrográficas

On four fundamental principles to guide the use of hydrological models for mapping priority areas for watershed revitalization

Iporã Brito Possantti¹ , Guilherme Fernandes Marques¹ 

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. E-mails: ipora.possantti@ufrgs.br, guilherme.marques@ufrgs.br

Como citar: Possantti, I. B., & Marques, G. F. (2023). Sobre quatro princípios fundamentais para guiar o uso de modelos hidrológicos no mapeamento de áreas prioritárias em programas de revitalização de bacias hidrográficas. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 20, e20. <https://doi.org/10.21168/reg.v20e20>

RESUMO: Nesta Nota Técnica são justificados quatro princípios que são fundamentais para guiar o uso de modelos hidrológicos no mapeamento de áreas prioritárias em programas de revitalização de bacias hidrográficas. Os princípios são: (1) a adicionalidade de serviços ecossistêmicos; (2) a influência da topografia; (3) a escala espacial no nível dos lotes rurais, e; (4) a incerteza epistêmica da modelagem. Com a aplicação do modelo PLANS na bacia do Arroio Castelhana (RS), explora-se o conceito de anomalia hidrológica, a importância da área de contribuição variável, a relevância de diferenciar lotes rurais e que os modelos hidrológicos não são exatos, apresentando bandas de incerteza no tempo e no espaço. A informação da incerteza, no entanto, pode ser muito útil na definição de um índice de prioridade dos lotes rurais.

Palavras-chave: Modelos Hidrológicos; Potencial de Adicionalidade; Incerteza Epistêmica; Áreas Prioritárias.

ABSTRACT: In this paper we justify and exemplify four principles that we believe are fundamental to guide the use of hydrological models in the mapping of priority areas in watershed revitalization programs. These principles are: (1) the additionality of ecosystem services; (2) the influence of topography; (3) the spatial scale at the rural lot level, and; (4) the epistemic uncertainty of modeling. With the application of the PLANS model in the Arroio Castelhana (RS) basin, we explored the concept of hydrological anomaly, the importance of the variable contribution area, the relevance of differentiating rural lots and that hydrological models are not “crystal balls”, presenting uncertainty bands in time and space. Uncertainty information, however, can be very useful for defining a priority index for rural lots.

Keywords: Hydrological Models; Additionality Potential; Epistemic Uncertainty; Priority Areas.

INTRODUÇÃO

A necessidade de revitalização de bacias hidrográficas está na ordem do dia na gestão e planejamento dos recursos hídricos. Gradativamente, os setores usuários de água tomam consciência da importância de preservar seus mananciais, em especial sob a perspectiva da economia ecológica, isto é, a partir dos conceitos de capital natural e serviços ecossistêmicos (Gómez-Baggethun et al., 2010; United Nations World Water Assessment Programme, 2018). Nesse paradigma econômico, se reconhece o valor dos serviços de provisão, de regulação e culturais oferecidos pelos ecossistemas (naturais ou modificados) através do custo que a sua ausência implica: escassez e má qualidade hídrica, perda de nutrientes e de solo, assoreamento de canais e reservatórios etc. (Kroeger et al., 2019; Possantti & Marques, 2022).

Recebido: Junho 03, 2023. Revisado: Agosto 02, 2023. Aceito: Agosto 03, 2023.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution, que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

Não por acaso, os programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) em bacias hidrográficas se expandiram em número e valores investidos na escala global ao longo das últimas décadas, contando (em 2018) com 387 programas em 62 países, sobretudo na América Latina e na China (Salzman et al., 2018). No Brasil, um caso representativo é o Programa Produtor de Águas criado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – um programa com já 20 anos de idade, que apresenta cerca de 40 projetos e que objetiva incentivar práticas de manejo conservacionistas na agricultura (Viani et al., 2019). Recentemente, o arranjo institucional no País para implementar tais programas em larga escala vem demonstrando sinais de amadurecimento, a exemplo tanto da promulgação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Brasil, 2021), quanto da publicação do Programa Nacional de Revitalização de Bacias Hidrográficas (Brasil, 2022).

Nessa conjuntura, os modelos hidrológicos são tidos como ferramentas úteis na fase de planejamento dos programas, especialmente no mapeamento de áreas prioritárias para as ações. Tais áreas são aqueles locais críticos para a maior eficiência na alocação de recursos materiais e humanos limitados. Os modelos, sendo enunciados objetivos sobre a estrutura do sistema hidrológico, permitem inferir o comportamento do sistema no tempo e no espaço em resposta a condições iniciais e de contorno. Essa inferência dedutiva é indispensável quando as observações diretas são pontuais (como vazão e qualidade da água) e quando se deseja avaliar o impacto de diferentes cenários de condições iniciais e de contorno. Por exemplo, com os modelos podemos deduzir o que aconteceria na vazão do rio se uma bacia hidrográfica rural fosse urbanizada, ou, ao contrário, reflorestada. Com efeito, essa é uma abordagem comum na literatura, destacando-se o amplo uso dos modelos SWAT e InVEST na modelagem dos serviços ecossistêmicos (Francesconi et al., 2016). No caso do modelo SWAT, diversos processos hidrológicos são modelados em uma estratégia que considera a rede de drenagem e sub-bacias hidrográficas (Strauch et al., 2013). Já o modelo InVEST, em especial o módulo de balanço hídrico, utiliza uma estratégia baseada em mapas matriciais de alto detalhamento (Daneshi et al., 2021). Enquanto o primeiro apresenta maior detalhamento de processos, o outro permite uma maior resolução espacial (Cong et al., 2020).

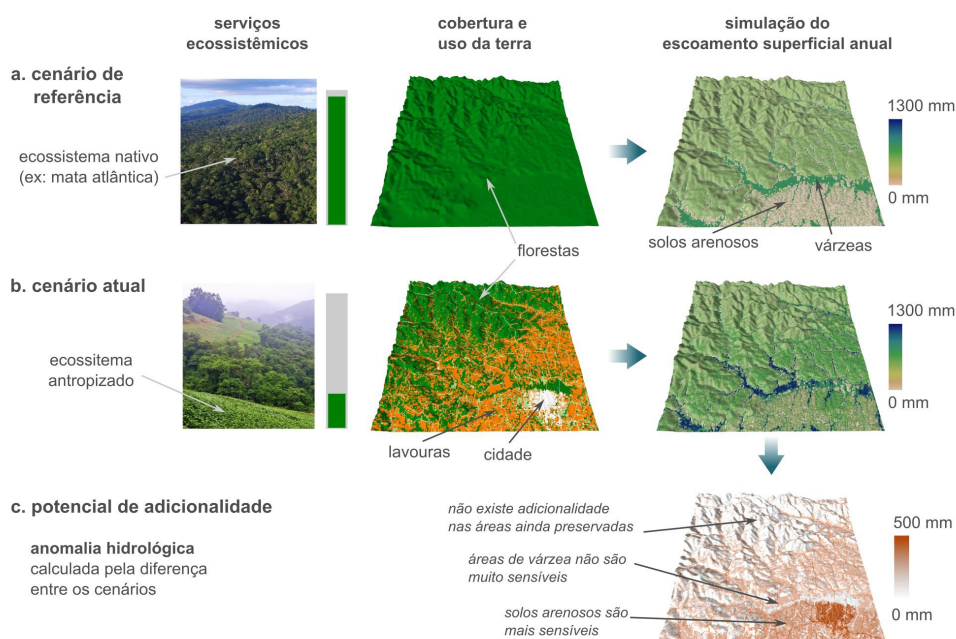


Figura 1 – Anomalia hidrológica como potencial de adicionalidade de serviços ecossistêmicos. Cenário de referência (a.): simulação do escoamento superficial com a cobertura da terra do bioma nativo. Cenário atual (b.): simulação do escoamento superficial com a cobertura da terra antropizada. Potencial de adicionalidade (anomalia hidrológica, c.): diferença entre os cenários atual e de referência.

Contudo, até onde foi possível conferir, os trabalhos nessa área apresentam dificuldades em considerar, simultaneamente, certos princípios que acreditamos serem fundamentais para uma estratégia robusta de mapeamento de áreas prioritárias baseada em modelagem hidrológica. Esses

princípios são quatro: (1) a adicionalidade dos serviços ecossistêmicos; (2) a influência da topografia sobre os processos hidrológicos; (3) a escala espacial operacional de planejamento, e; (4) a incerteza epistêmica da modelagem hidrológica. O objetivo deste artigo é, portanto, justificar esses princípios. Como prova de conceito, demonstra-se aqui os resultados obtidos para uma bacia hidrográfica no Rio Grande do Sul, a bacia do Arroio Castelhana, que é alvo de um programa de PSA coordenado por uma companhia de saneamento (a CORSAN). Os detalhes metodológicos da abordagem no estudo de caso são apresentados em Possantti et al. (2023).

A ADICIONALIDADE DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

O primeiro princípio é buscar a adicionalidade dos serviços ecossistêmicos. As ações de revitalização, sendo um investimento em capital natural, devem fornecer serviços ecossistêmicos adicionais (Wunder, 2007; Tacconi, 2012). Exemplificando: se um programa incentiva a recuperação da vegetação nativa a montante, espera-se uma melhoria no serviço de regulação da qualidade da água a jusante (menores taxas de erosão, perda de nutrientes do solo etc.). Isso parece óbvio, mas não é – os programas podem simplesmente premiar a inação daqueles lotes rurais que, em alguma medida, já preservam a vegetação nativa. Ainda que premiar a preservação passiva tenha seus méritos (ela pode viabilizar, inclusive, a negociação de PSA entre os lotes rurais), a expectativa do retorno do investimento pela perspectiva dos beneficiários de jusante justifica a busca pela adicionalidade dos serviços ecossistêmicos (Kroeger et al., 2019).

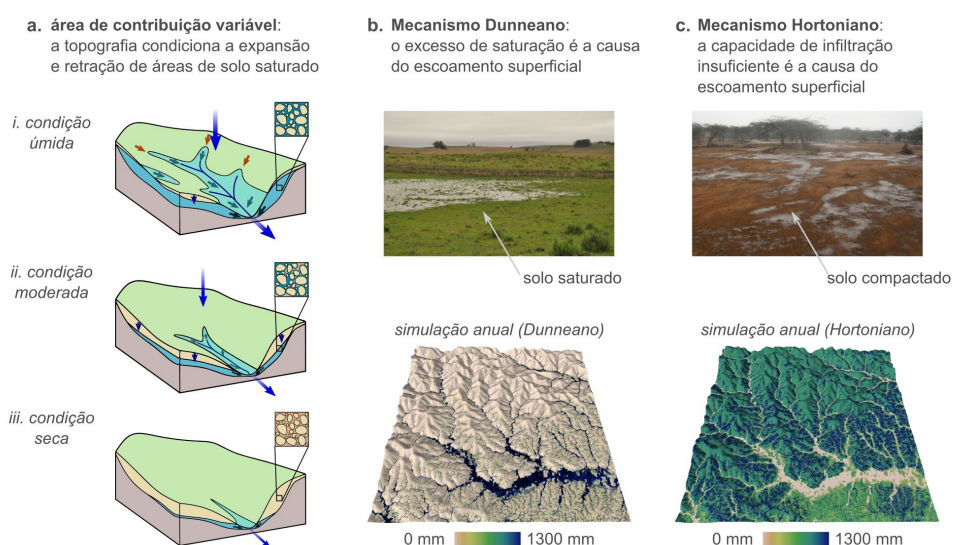


Figura 2 – A influência da topografia sobre os mecanismos de geração de escoamento superficial. (a.) Fenômeno da área de contribuição variável: expansão e retração de áreas de solo saturado. Mecanismos de geração de escoamento superficial: (b.) Mecanismo “Dunneano” – excesso de saturação do solo; (c.) Mecanismo “Hortoniano” – capacidade de infiltração insuficiente.

A busca pela adicionalidade implica que a definição de áreas prioritárias com ajuda de modelos hidrológicos deve comparar os resultados de simulações entre cenários com e sem as ações planejadas (Ullrich & Volk, 2009; Carvalho-Santos et al., 2014; Martinez-Martinez et al., 2014; Daneshi et al., 2021). Na lógica da restauração, isso se traduz em avaliar a diferença hidrológica entre o cenário de referência (o bioma nativo, Figura 1a) e o cenário de cobertura da terra atual (com antropização, Figura 1b), como em Lima et al. (2017). Essa diferença, que é um potencial de adicionalidade, denomina-se anomalia hidrológica, pois remete ao distúrbio hidrológico da mudança de cobertura da terra (Figura 1c). Essa avaliação, porém, só é possível ao se aplicar modelos conceituais que permitam a representação explícita dos diversos processos hidrológicos do balanço hídrico do solo (escoamento superficial, infiltração, interceptação etc.). Modelos simplificados ou puramente baseados em dados não são aplicáveis nesse tipo de problema.

No caso da Figura 1c, a simulação do modelo PLANS (Possantti et al., 2023) na bacia do Arroio Castelhana mostrou que a anomalia hidrológica do escoamento superficial anual se distribuiu de forma heterogênea na paisagem. Os resultados evidenciam que a anomalia ocorreu onde há antropização da cobertura da terra, sendo a anomalia mais baixa ou mesmo nula nas cabeceiras montanhosas e mais preservadas com florestas de mata atlântica. Entre as áreas antropizadas, os resultados demonstram que uma região com solos arenosos foi mais sensível, pois nas condições de referência o escoamento superficial praticamente não ocorreu ali, em razão da boa drenagem do solo. Outro detalhe relevante, explorado melhor na próxima seção, é que as várzeas (áreas úmidas de fundo de vale) apresentaram baixa sensibilidade para a antropização, sendo naturalmente mais propensas para a saturação do solo e, por isso, áreas produtoras de escoamento por excesso de saturação.

A INFLUÊNCIA DA TOPOGRAFIA

O segundo princípio é considerar a influência da topografia sobre os mecanismos de geração de escoamento superficial. A razão desse princípio é que, na busca pela adicionalidade de áreas prioritárias, deve-se isolar na paisagem onde os processos hidrológicos ocorrem exclusivamente em função da cobertura e uso da terra, a componente que está sob controle na gestão territorial. Afinal, evidências empíricas em bacias hidrográficas rurais demonstram que a geração de escoamento superficial é controlada por múltiplos mecanismos (Saffarpour et al., 2016). Especialmente em bacias de clima úmido e solos rasos, não se pode ignorar a dinâmica espacial e temporal da área de contribuição variável (Figura 2a), fenômeno topográfico em que as áreas de solo saturado se expandem e se retraem pelos talwegues do terreno em função da recarga da água subterrânea (Dunne & Black, 1970).

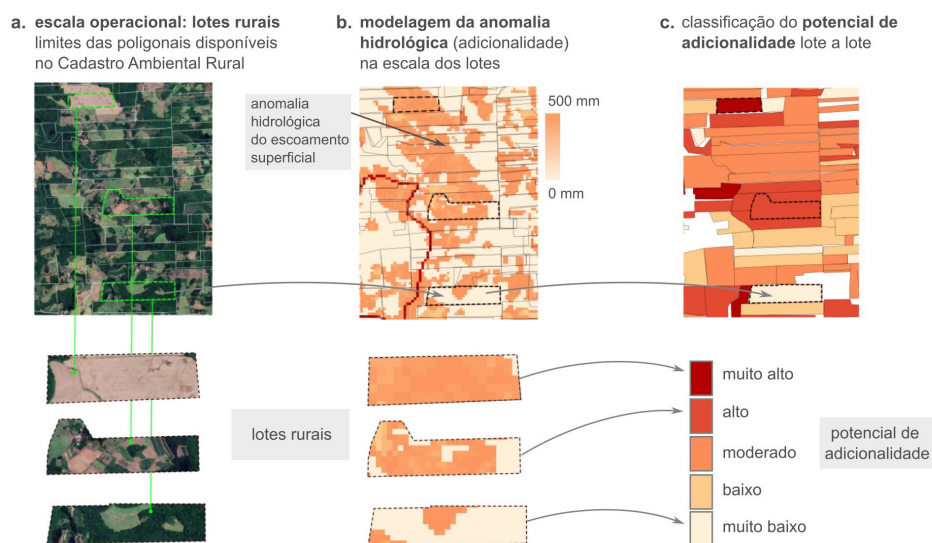


Figura 3 – Resultados na escala espacial operacional: a escala dos lotes rurais. (a.) limites dos lotes rurais obtidos no Cadastro Ambiental Rural. (b.) Mapeamento da anomalia hidrológica (potencial de adicionalidade), no caso do escoamento superficial. (c.) Classificação dos lotes a partir do potencial de adicionalidade.

Por isso, entendemos que os modelos usados devem ao menos discernir o mecanismo “Dunneano” (Figura 2b-i), em que o escoamento é gerado pelo excesso de saturação do solo, do mecanismo “Hortoniano” (Figura 2c-i), em que o escoamento é gerado pela capacidade de infiltração insuficiente (Lyon et al., 2006). Enquanto o primeiro é influenciado pela topografia e pelas condições antecedentes de umidade, o último está diretamente relacionado à cobertura e uso da terra. Esse ponto, contudo, tem sido largamente ignorado pela literatura de modelagem de serviços ecossistêmicos. Ao contrário, como aponta Francesconi et al. (2016), há uma tendência crescente na utilização do modelo SWAT, um modelo que representa apenas o mecanismo “Hortoniano” (no caso, o método SCS/CN; Arnold et al., 1993).

Aqui, se avalia que o modelo TOPMODEL (Beven & Kirkby, 1979) é uma alternativa interessante, pois representa a dinâmica da área de contribuição variável a partir de um método

relativamente rápido em termos computacionais. No caso, o modelo faz uso do Índice Topográfico de Umidade para representar o potencial de saturação do solo e, assim, mapear as áreas saturadas à medida que a recarga da água subterrânea aumenta ou diminui na simulação. Nessa linha, o modelo PLANS (Possantti et al., 2023) foi desenvolvido a partir do TOPMODEL para representar ambos os mecanismos de geração de escoamento superficial citados (Figuras 2b e 2c). Ao tornar explícita a influência da topografia nos talvegues e nas áreas de várzea, a anomalia hidrológica nessas partes da paisagem foi relativamente mais baixa, pois ali a geração de escoamento superficial não é tão dependente da cobertura e uso da terra, seja ela natural ou antropizada.

A ESCALA ESPACIAL OPERACIONAL

O terceiro princípio é obter resultados na escala espacial operacional para a tomada de decisão. Aqui, refere-se ao mapeamento mais detalhado possível para o planejamento das ações, ao contrário das escalas tática e estratégica, que estabelecem diretrizes mais gerais. Já que os programas de PSA operam na escala dos lotes rurais, os resultados das simulações devem, portanto, auxiliar a hierarquizar a prioridade dos lotes em uma determinada área de interesse (Quaglia et al., 2019; Reaney et al., 2019; Ghebremichael et al., 2013). Esse princípio se torna ainda mais imperativo no Brasil, uma vez que os limites dos lotes rurais são informações disponíveis no Cadastro Ambiental Rural. No entanto, a literatura no campo normalmente fornece métodos para o planejamento no nível tático ou estratégico (Rabiei et al., 2022; Cong et al., 2020; Liu et al., 2016). Isso ocorre devido à estrutura intrínseca dos modelos hidrológicos utilizados, geralmente modelos semi-distribuídos que representam implicitamente o espaço por unidades de resposta hidrológica e, por isso, produzem resultados agregados em sub-bacias. Essa abordagem é definitivamente ineficaz para mapear áreas prioritárias no nível operacional de programas de PSA, ou seja, na escala dos lotes rurais.

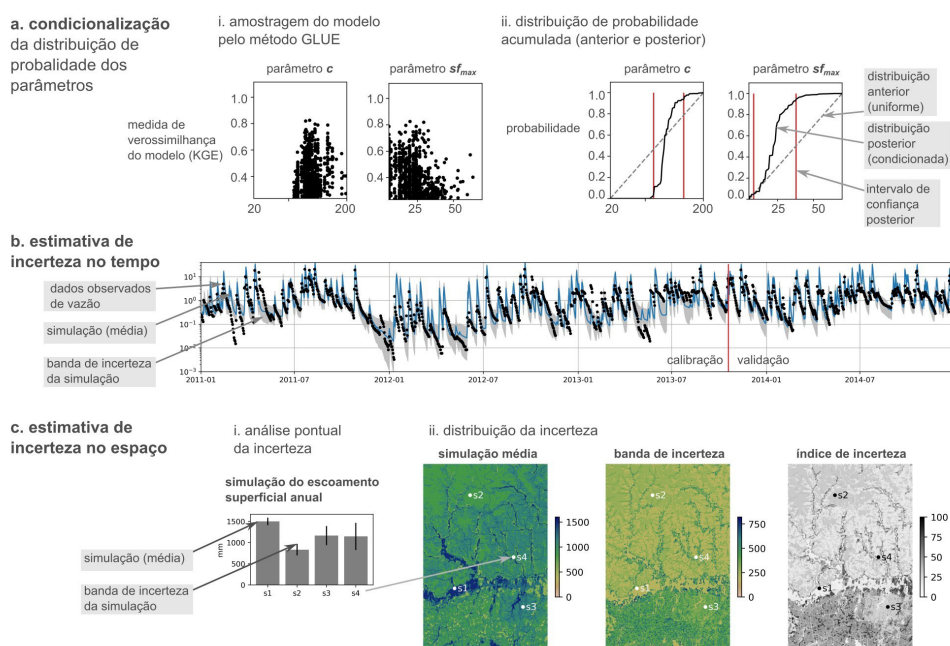


Figura 4 – Estimativa da incerteza epistêmica do modelo PLANS. (a.) Exemplo da condicionalização da distribuição de probabilidade dos parâmetros. (b.) Estimativa da incerteza no tempo – banda de incerteza na série temporal. (c.) estimativa da incerteza no espaço – banda de incerteza em mapas.

Os resultados na bacia do Arroio Castelhana mostram que a aplicação do modelo PLANS, permitiu agregar a anomalia hidrológica na escala operacional, obtendo-se uma classificação de lotes rurais com mais ou menos potencial de adicionalidade (Figura 3). Nesse modelo, a representação da influência da topografia oportuniza a reconstrução de mapas explícitos dos processos hidrológicos simulados com o detalhamento necessário para diferenciar os lotes rurais. Assim, lotes rurais que tenham o mesmo tipo de solo e a mesma classe de cobertura mas que estão

posicionados em partes da paisagem diferentes (um na encosta e outro na várzea, por exemplo) podem apresentar anomalias hidrológicas diferentes, em razão da predominância dos diferentes mecanismos de geração de escoamento.

A INCERTEZA EPISTÊMICA DA MODELAGEM

O quarto e último princípio é avaliar a incerteza epistêmica dos resultados da modelagem hidrológica. A comunicação da incerteza da modelagem, embora desafiadora (Blöschl et al., 2019), é substancial para uma tomada de decisão bem informada no contexto do mapeamento de serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas (Chen et al., 2022; Xiaojun et al., 2021; Tsvetkova & Randhir, 2019; Vigiak et al., 2015; Woznicki & Nejadhashemi, 2014; Strauch et al., 2013). A incerteza epistêmica surge da falta de conhecimento sobre como representar o sistema hidrológico e dos dados observados usados no ajuste de parâmetros (Beven, 2016). Nessa linha, os modelos hidrológicos estão inevitavelmente sujeitos ao problema de equifinalidade (Beven, 2006), isto é, a dificuldade de justificação empírica a partir de informações pontuais e incompletas (chuva e vazão) que não garantem a obtenção de um bom ajuste por bons motivos. Devido a efeitos de compensação e não-linearidades, muitas configurações de parâmetros podem apresentar resultados simulados satisfatórios diante dos dados observados.

Estudos avançados sobre a estimativa de incerteza epistêmica para mapear e classificar áreas prioritárias geralmente propõem o uso de ensembles de saídas espaciais dos modelos (por exemplo, Evenson et al., 2021; Cameira et al., 2019; Saad et al., 2018, Hamel & Guswa, 2015). Assim, a incerteza não é somente estimada no tempo (como a banda de incerteza em uma série de vazão simulada, Figura 4b) mas também distribuída no espaço em mapas que apontam onde as simulações são mais ou menos confiáveis (Figura 4c). No estudo de caso na bacia do Arroio Castelhana, um conjunto de 100 configurações de parâmetros do modelo PLANS foi obtido pelo método GLUE (Beven & Binley, 1992). Como exemplifica a Figura 4a, esse método se baseia na condicionalização da distribuição de probabilidade dos parâmetros a partir de uma medida de verossimilhança informal, no caso a eficiência de Kling & Gupta (KGE) da vazão e de cenas de evapotranspiração obtidas por sensoriamento remoto (Possantti et al., 2023).

Como consequência do mapeamento da incerteza epistêmica na bacia do Arroio Castelhana, utilizou-se essa informação na construção de um índice de prioridade dos lotes rurais (Figura 5). Da mesma forma que a anomalia hidrológica, a incerteza foi agregada na escala dos lotes, fato que resulta na integração de todos os princípios citados (Figura 5a). O índice de prioridade surge, portanto, da priorização com base na anomalia (o potencial de adicionalidade) mas ponderada pela incerteza epistêmica (Figura 5b). Em outras palavras, a abordagem viabiliza que as decisões, quando baseadas na modelagem hidrológica, sejam mais robustas – os lotes prioritários são, em última instância, aqueles com alta anomalia e baixa incerteza.

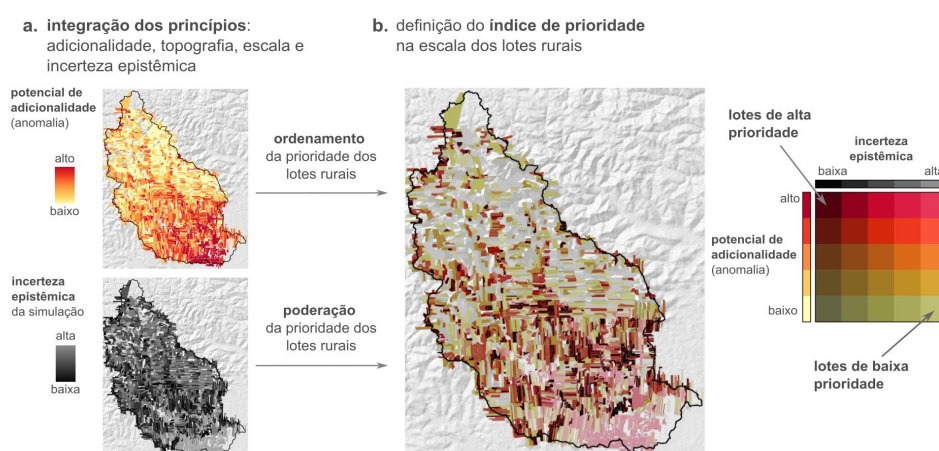


Figura 5 – Incerteza é informação. (a.) integração dos princípios: anomalia (potencial de adicionalidade) e incerteza epistêmica nos lotes rurais. (b.) Construção do índice de prioridade na escala dos lotes rurais: priorização e ponderação.

CONCLUSÃO

Em resposta ao amadurecimento institucional em curso no País no contexto da revitalização de bacias hidrográficas, esta Nota Técnica apresentou uma proposta de amadurecimento na modelagem hidrológica de áreas prioritárias para as ações planejadas. Aqui, foram justificados e exemplificados quatro princípios que se acredita serem fundamentais para guiar o uso de modelos: (1) buscar a adicionalidade de serviços ecossistêmicos; (2) considerar a influência da topografia sobre os processos hidrológicos; (3) representar a escala espacial operacional, no nível dos lotes rurais, e; (4) estimar a incerteza epistêmica da modelagem no tempo e no espaço.

O conceito de anomalia hidrológica foi introduzido, que consiste em um potencial de adicionalidade ao se comparar o cenário atual de cobertura e uso da terra (antropizado) com o cenário de referência (vegetação nativa). Foi apontada a necessidade de representação da dinâmica da área de contribuição variável, fenômeno importante na geração de escoamento superficial em bacias hidrográficas de clima úmido e solos rasos. Foi reforçado que uma aplicação eficaz de modelagem deve ajudar a diferenciar lotes rurais, e não outras unidades de planejamento de nível tático ou estratégico. Por fim, se conclui que os modelos hidrológicos estão longe de apresentar resultados exatos, apresentando bandas de incerteza tanto no tempo quanto no espaço. A informação da incerteza, por outro lado, pode ser muito bem-vinda para a construção de um índice de prioridade que ordena os lotes com base no potencial de adicionalidade, mas que pondera esse ordenamento pela incerteza do modelo.

Por fim, enfatiza-se que esta proposta é circunscrita estritamente ao uso de modelos hidrológicos na fase de planejamento de programas de revitalização de bacias hidrográficas. Ou seja, se analisa aqui um problema específico tocante aos serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos. Em um programa abrangente, as ações devem ser guiadas por diretrizes que considerem os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (Brasil, 2022), tais como a conservação da biodiversidade, adaptação para as mudanças climáticas, saneamento rural, justiça ambiental, equidade de gênero e diversas outras questões transversais, que fogem ao escopo desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

- Arnold, J. G., Allen, P. M., & Bernhardt, G. (1993). A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 142(1), 47-69. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90004-S](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90004-S)
- Beven, K. (2006). A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology*, 320(1-2), 18-36. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.07.007>
- Beven, K. (2016). Facets of uncertainty: epistemic uncertainty, non-stationarity, likelihood, hypothesis testing, and communication. *Hydrological Sciences Journal*, 61(9), 1652-1665. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2015.1031761>
- Beven, K. J., & Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43-69. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667909491834>
- Beven, K., & Binley, A. (1992). The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, 6(3), 279-298. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.3360060305>
- Blöschl, G., Bierkens, M. F. P., Chambel, A., Cudennec, C., Destouni, G., Fiori, A., Kirchner, J. W., McDonnell, J. J., Savenije, H. H. G., Sivapalan, M., Stumpp, C., Toth, E., Volpi, E., Carr, G., Lupton, C., Salinas, J., Széles, B., Viglione, A., Aksoy, H., Allen, S. T., Amin, A., Andréassian, V., Arheimer, B., Aryal, S. K., Baker, V., Bardsley, E., Barendrecht, M. H., Bartosova, A., Batelaan, O., Berghuijs, W. R., Beven, K., Blume, T., Bogaard, T., Amorim, P. B., Böttcher, M. E., Boulet, G., Breinl, K., Brilly, M., Brocca, L., Buytaert, W., Castellarin, A., Castelletti, A., Chen, X., Chen, Y., Chen, Y., Chiffard, P., Claps, P., Clark, M. P., Collins, A. L., Croke, B., Dathe, A., David, P. C., Barros, F. P. J., Rooij, G., Baldassarre, G., Driscoll, J. M., Duethmann, D., Dwivedi, R., Eris, E., Farmer, W. H., Feicabrino, J., Ferguson, G., Ferrari, E., Ferraris, S., Fersch, B., Finger, D., Foglia, L., Fowler, K., Gartsman, B., Gascoin, S., Gaume, E., Gelfan, A., Geris, J., Gharari, S., Gleeson, T., Glendell, M., Bevacqua, A. G., González-Dugo, M. P., Grimaldi, S., Gupta, A. B., Guse, B., Han, D., Hannah, D., Harpold, A., Haun, S., Heal, K., Helfricht, K., Herrnegger, M., Hipsey, M., Hlaváčiková, H., Hohmann, C., Holko, L., Hopkinson, C., Hrachowitz, M., Illangasekare, T. H., Inam, A., Innocente, C., Istanbuluoglu, E., Jarihani, B., Kalantari, Z., Kalvans, A., Khanal, S., Khatami, S., Kiesel, J., Kirkby, M., Knoben, W., Kochanek, K., Kohnová, S., Kolechkina, A., Krause, S., Kremer, D., Kriebich, H., Kunstmann, H., Lange, H., Liberato, M. L. R., Lindquist, E., Link, T., Liu, J., Loucks, D. P., Luce, C., Mahé, G., Makarieva, O., Malard, J., Mashtayeva, S., Maskey, S., Mas-Pla, J., Mavrova-Guirguinova, M., Mazzoleni, M., Mernild, S., Misstear, B. D., Montanari, A., Müller-Thomy, H., Nabizadeh, A., Nardi, F., Neale, C., Nesterova, N., Nurtaev, B., Odongo, V. O., Panda, S., Pande, S., Pang, Z., Papacharalampous, G., Perrin, G.,

- Pfister, L., Pimentel, R., Polo, M. J., Post, D., Sierra, C. P., Ramos, M.-H., Renner, M., Reynolds, J. E., Ridolfi, E., Rigon, R., Riva, M., Robertson, D. E., Rosso, R., Roy, T., Sá, J. H. M., Salvadori, G., Sandells, M., Schaeffli, B., Schumann, A., Scolobig, A., Seibert, J., Servat, E., Shafiei, M., Sharma, A., Sidibe, M., Sidle, R. C., Skaugen, T., Smith, H., Spiessl, S. M., Stein, L., Steinsland, I., Strasser, U., Su, B., Szolgay, J., Tarboton, D., Tauro, T., Thirel, G., Tian, F., Tong, R., Tussupova, K., Tyrallis, H., Uijlenhoet, R., van Beek, R., van der Ent, R. J., van der Ploeg, M., Van Loon, A. F., van Meerveld, I., van Nooijen, R., van Oel, P. R., Vidal, J.-P., von Freyberg, J., Vorogushyn, S., Wachniew, P., Wade, A. J., Ward, P., Westerberg, I. K., White, C., Wood, E. F., Woods, R., Xu, Z., Yilmaz K. K., & Zhang, Y. (2019). Twenty-three unsolved problems in hydrology (UPH) – a community perspective. *Hydrological Sciences Journal*, 64(10), 1141-1158. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2019.1620507>
- Brasil. (2021, 13 jan.). Lei número 14.119 de 13 de Janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF.
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional (2022). Programa Nacional de Revitalização de Bacias Hidrográficas. Recuperado em 24 de maio de 2023, de https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/bacias-hidrograficas/TOMO_IdoPNRBH.pdf
- Cameira, M. R., Rolim, J., Valente, F., Faro, A., Dragosits, U., & Cordovil, C. M. D. S. (2019). Spatial distribution and uncertainties of nitrogen budgets for agriculture in the Tagus river basin in Portugal – Implications for effectiveness of mitigation measures. *Land Use Policy*, 84, 278-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.028>
- Carvalho-Santos, C., Honrado, J. P., & Hein, L. (2014). Hydrological services and the role of forests: conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecological Complexity*, 20, 69-80. <http://dx.doi.org/10.1016/J.ECOCOM.2014.09.001>
- Chen, L., Li, J., Xu, J., Liu, G., Wang, W., Jiang, J., & Shen, Z. (2022). New framework for nonpoint source pollution management based on downscaling priority management areas. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 606, 127433. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127433>
- Cong, W., Sun, X., Guo, H., & Shan, R. (2020). Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. *Ecological Indicators*, 112, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106089>
- Daneshi, A., Brouwer, R., Najafinejad, A., Panahi, M., Zarandian, A., & Maghsood, F. F. (2021). Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 593, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125621>
- Dunne, T., & Black, R. D. (1970). Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. *Water Resources Research*, 6(5), 1296-1311.
- Evenson, G. R., Kalcic, M., Wang, Y. C., Robertson, D., Scavia, D., Martin, J., Aloysius, N., Apostel, A., Boles, C., Brooker, M., Confesor, R., Dagnew, A. T., Guo, T., Kast, J., Kujawa, H., Muenich, R. L., Murumkar, A., & Redder, T. (2021). Uncertainty in critical source area predictions from watershed-scale hydrologic models. *Journal of Environmental Management*, 279, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111506>
- Francesconi, W., Srinivasan, R., Pérez-Miñana, E., Willcock, S. P., & Quintero, M. (2016). Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services: a systematic review. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 535, 625-636. <http://dx.doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2016.01.034>
- Ghebremichael, L. T., Veith, T. L., & Hamlett, J. M. (2013). Integrated watershed- and farm-scale modeling framework for targeting critical source areas while maintaining farm economic viability. *Journal of Environmental Management*, 114, 381-394. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.034>
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69, 1209-1218.
- Hamel, P., & Guswa, A. J. (2015). Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(2), 839-853. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-19-839-2015>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J. R. B., Acosta, E., Cavassani, A. T., Denny-Frank, P. J., Garbossa, L., Blainski, E., Santos, R. C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., & Dacol, K. (2019). Returns on investment in

- watershed conservation: application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 657, 1368-1381. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116>
- Lima, J. E. F. W., De Gois Aquino, F., Chaves, T. A., & Lorz, C. (2017). Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. *Ecological Indicators*, 82(July), 513-525. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.028>
- Liu, R., Xu, F., Zhang, P., Yu, W., & Men, C. (2016). Identifying non-point source critical source areas based on multi-factors at a basin scale with SWAT. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 533, 379-388. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.024>
- Lyon, S. W., Mchale, M. R., Walter, M. T., & Steenhuis, T. S. (2006). The impact of runoff generation mechanisms on the location of critical source areas. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(3), 793-804.
- Martinez-Martinez, E., Nejadhashemi, A. P., Woznicki, S. A., & Love, B. J. (2014). Modeling the hydrological significance of wetland restoration scenarios. *Journal of Environmental Management*, 133, 121-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.046>
- Possantti, I., & Marques, G. (2022). A modelling framework for nature-based solutions expansion planning considering the benefits to downstream urban water users. *Environmental Modelling & Software*, 152, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105381>
- Possantti, I., Barbedo, R., Kronbauer, M., Collischonn, W., & Marques, G. (2023). A comprehensive strategy for modeling watershed restoration priority areas under epistemic uncertainty: A case study in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 617, 129003. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.129003>
- Quaglia, G., Joris, I., Broekx, S., Desmet, N., Koopmans, K., Vandaele, K., & Seuntjens, P. (2019). A spatial approach to identify priority areas for pesticide pollution mitigation. *Journal of Environmental Management*, 246, 583-593. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.120>
- Rabiei, J., Khademi, M. S., Bagherpour, S., Ebadi, N., Karimi, A., & Ostad-Ali-Askari, K. (2022). Investigation of fire risk zones using heat-humidity time series data and vegetation. *Applied Water Science*, 12, 216. <http://dx.doi.org/10.1007/s13201-022-01742-z>
- Reaney, S. M., Mackay, E. B., Haygarth, P. M., Fisher, M., Molineux, A., Potts, M., & Benskin, C. M. W. H. (2019). Identifying critical source areas using multiple methods for effective diffuse pollution mitigation. *Journal of Environmental Management*, 250, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109366>
- Saad, S. I., Da Silva, J. M., Silva, M. L. N., Guimarães, J. L. B., Sousa, W. C., De Oliveira Figueiredo, R., & Da Rocha, H. R. (2018). Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. *PLoS One*, 13(2), 1-27. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>
- Saffarpour, S., Western, A. W., Adams, R., & McDonnell, J. J. (2016). Multiple runoff processes and multiple thresholds control agricultural runoff generation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(11), 4525-4545. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-20-4525-2016>
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., & Jenkins, M. (2018). The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 1(3), 136-144. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Strauch, M., Lima, J. E. F. W., Volk, M., Lorz, C., & Makeschin, F. (2013). The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. *Journal of Environmental Management*, 127, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>
- Tacconi, L. (2012). Redefining payments for environmental services. *Ecological Economics*, 73, 29-36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.028>
- Tsvetkova, O., & Randhir, T. O. (2019). Spatial and temporal uncertainty in climatic impacts on watershed systems. *The Science of the Total Environment*, 687, 618-633. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.141>
- Ullrich, A., & Volk, M. (2009). Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to predict the impact of alternative management practices on water quality and quantity. *Agricultural Water Management*, 96(8), 1207-1217. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.010>

- United Nations World Water Assessment Programme – WWAP/UN-Water. (2018). *The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water*. Recuperado em 03 de junho de 2023, de <http://unesdoc.unesco.org/images/0026/002614/261424e.pdf>.
- Viani, R. A. G., Bracale, H., & Taffarello, D. (2019). Lessons learned from the water producer project in the atlantic forest, Brazil. *Forests*, 10(11), <http://dx.doi.org/10.3390/f10111031>
- Vigiak, O., Malagó, A., Bouraoui, F., Vanmaercke, M., & Poesen, J. (2015). Adapting SWAT hillslope erosion model to predict sediment concentrations and yields in large Basins. *The Science of the Total Environment*, 538, 855-875. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.095>
- Woznicki, S. A., & Nejadhashemi, A. P. (2014). Assessing uncertainty in best management practice effectiveness under future climate scenarios. *Hydrological Processes*, 28(4), 2550-2566. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9804>
- Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21(1), 48-58. <http://dx.doi.org/10.1111/j>
- Xiaojun, G., Peng, C., Xingchang, C., Yong, L., Ju, Z., & Yuqing, S. (2021). Spatial uncertainty of rainfall and its impact on hydrological hazard forecasting in a small semiarid mountainous watershed. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 595, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126049>

Contribuições dos autores:

Iporã Brito Possantti: concepção da metodologia, estruturação dos conceitos, coleta e análise de dados, execução da metodologia e redação do artigo.

Guilherme Fernandes Marques: concepção da metodologia, estruturação dos conceitos, redação do artigo