COMO UTILIZAR BIOINDICADORES DE IMPACTOS ANTRÓPICOS NA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS EM ESCALA NACIONAL?

Diego Rodrigues Macedo [1]; Marcos Callisto [2]*

Palavras-Chave – Índices multimétricos, Macroinvertebrados bentônicos, Cerrado, Bacia do rio São Francisco, Bacia do rio Paraná.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais são os mais ameaçados por atividades humanas no planeta, com taxas de extinção de espécies superiores aos ambientes terrestres (Sala, 2000). Sofrem diretamente com o impacto de atividades antrópicas com maior intensidade que os ambientes terrestres, pois toda influência dessas atividades afeta os fluxos de matéria e de energia, impactando diretamente os corpos d'água (Karr, 1998). Nesse sentido, as pressões antrópicas alteram as condições ambientais da maioria dos ecossistemas fluviais, resultando na degradação de qualidade hídrica, através do processo de eutrofização; na perda de habitats físicos para a biota aquática; no aumento da concentração relativa das espécies tolerantes aos agentes antropogênicos; e no comprometimento da integridade biótica de ecossistemas lóticos, resultando em perda de bens e serviços (Bernhardt & Palmer, 2007).

Para avaliar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos, pressões antrópicas são avaliadas frente às características de bioindicadores aquáticos. Essas características podem ser mensuradas por métricas simples [p.ex. riqueza taxonômica (Macedo *et al.*, 2014a) ou de organismos sensíveis Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (Ligeiro *et al.*, 2013)], ou através de índices multimétricos (MMI). Construídos a partir de indicadores biológicos que integram as respostas de vários componentes das assembleias de organismos aquáticos (p.ex. riqueza, composição taxonômica e funcional, grupos tróficos, dominância, etc.) em uma resposta simples, porém acurada (Callisto *et al.*, 2019c). Atualmente, indicadores biológicos são utilizados no monitoramento ambiental em escalas continentais nos Estados Unidos (Paulsen *et al.*, 2020), Japão, Coreia, Australia, Nova Zelândia e na União Europeia (Feio *et al.*, 2021), ilustrando o seu potencial para programas de monitoramento em um país de dimensões continentais como o Brasil.

Para avaliar o grau de influência antrópica sobre os recursos hídricos, ferramentas espaciais (p.ex. imagens de satélites, modelos digitais de terreno, bases cartográficas de diversos temas) integradas a sistemas informativos geográficos (SIGs) vêm sendo amplamente utilizados nos últimos anos (Mello *et al.*, 2020). Vários índices que avaliam a pressão antrópica foram desenvolvidos: CDI – Índice de distúrbio na bacia (Ligeiro *et al.*, 2013), que avalia de maneira ponderada os impactos da urbanização, agricultura e pastagem em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos; o índice de hemerobia (Walz & Stein, 2014), que atribui um gradiente contínuo de alterações antrópicas entre as condições naturais (Ahemerobico) e paisagens artificiais (Metahemerobico); o Human Footprint (HF) (Venter *et al.*, 2016), que é a pressão acumulada das atividades humanas (agricultura, pasto,

1) Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Laboratório de Geomorfologia e Recursos Hídricos, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, diegorm@ufmg,br
2) Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Genética, Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Bentos, Avenida Antônio Carlos, 6627, Pampulha, CEP 31270-901, Belo Horizonte, MG, callistom@ufmg.br

urbanização) sobre o meio ambiente; e o Global Human Modification of Terrestrial Systems (HM) (Kennedy *et al.*, 2019), índice que também mensura o grau de modificação terrestre devido à ação antropogênica, em bacias hidrográficas.

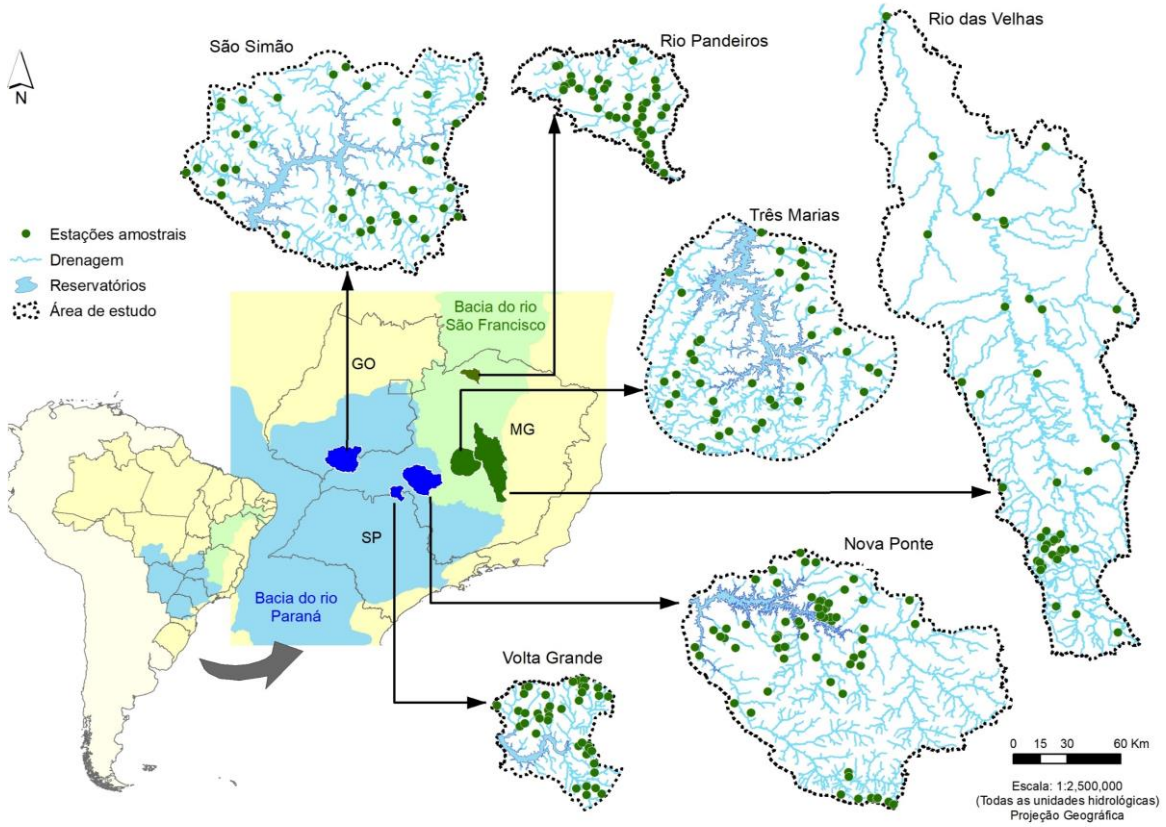
Para a gestão de recursos hídricos no Brasil é necessário utilizar ferramentas e índices que sintetizem a complexidade natural, biodiversidade, pressões e estressores correlatos às atividades antropogênicas (Silva *et al.*, 2017; Macedo *et al.*, 2018; Callisto *et al.*, 2019a). Assim, o objetivo desse trabalho é propor uma nova eco-tecnologia de avaliação de integridade de bacias hidrográficas e gestão de recursos hídricos, através de respostas de bioindicadores bentônicos a pressões antrópicas, em escalas regional e nacional. O estudo foi desenvolvido através da aplicação de um índice multimétrico construído com informações ecológicas de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água e suas respostas frente a diferences índices de efeitos de distúrbios de atividades antrópicas (p.ex., agricultura, pastagem, mineração e urbanização) sobre recursos hídricos. Essa abordagem é globalmente utilizada e descrevemos seu desenvolvimento e aplicação nas bacias hidrográficas dos rios São Francisco e Paraná.

MATERIAS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em 6 unidades hidrológicas (sensu Omernik *et al.*, 2017) em uma área total de 73.000 Km^2: quatro delas são bacias a montante de reservatórios de usinas hidroelétricas: (i) Nova Ponte; (ii) Volta Grande; (iii) São Simão; (iv) Três Marias; e outras duas são bacias de importantes afluentes do rio São Francisco: (v) rio das Velhas; e (vi) rio Pandeiros (Figura 1). As unidades hidrológicas de Três Marias (bacia do rio São Francisco), Volta Grande e São Simão (Bacia do rio Paraná) foram definidas como uma área potencial de amostragem dentro de um buffer de 35 km a partir dos limites de cada reservatório (Macedo *et al.*, 2014b). As bacias do rio Pandeiros, rio das Velhas e do reservatório de Nova Ponte foram potencialmente amostradas em sua totalidade.

Figura 1 – Localização da área de estudo e dos pontos amostrados.



Levantamento de pressões antrópicas

Os índices CDI e Hemerobia foram calculados através de classificação de paisagens hídricas utilizando imagens de satélite Landsat em conjunto de imagens de alta resolução espacial (Macedo *et al.*, 2014b). A porcentagem do uso e cobertura do solo na sub-bacia a montante de cada ponto amostrado foi mensurada, e o CDI normalizado (Ligeiro *et al.*, 2013), variando entre 0 e 1,33, sendo calculado através da equação 1:

$$(\mathrm{CDI}) = (4 * \%\ \text{áreas urbanas} + 2 * \%\ \text{áreas de agricultura} + \%\ \text{áreas de pastagem})/300 \quad (1)$$

O índice de Hemerobia também foi calculado a partir dos resultados do mapeamento do uso e cobertura do solo na sub-bacia a montante de cada ponto amostrado. Para o cálculo do índice foi atribuído um valor e 1 a 7 para cada tipo de uso do solo, esses valores foram utilizados para ponderar a porcentagem de cada uso mapeado (Tabela 1).

Tabela 1 – Graus de hemerobia aferidos às classes de uso e cobertura do solo nas bacias dos rios Paraná e São Francisco.

1. Ahemerobico	Afloramento rochoso
2. Oligohemerobico	Savana Florestada (Cerradão)
	Savana Parque (Cerrado)
	Reflorestamento
3. Mesohemerobico	Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo)
	Vereda
4. β-Euhemerobico	Pastagem
5. α-Euhemerobico	Agricultura
6. Polyhemerobico	Não identificado
7. Metahemerobico	Áreas urbanas

Os índices Human Footprint (HF) e Global Human Modification of Terrestrial Systems (HM) estão disponíveis em formato geoespaciak livre através do geoportal da Socioeconomic Data and Applications Center (Sedac/NASA; https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/sets/browse). O HF foi elaborado pela primeira vez na década de 1990, formado por 8 variáveis em nível global: densidade populacional, áreas construídas, agricultura, pastagem, principais rodovias, ferrovias, hidrovias e luzes noturnas (Venter *et al.*, 2016). O índice foi atualizado com dados de 2009, e varia entre 0 (menor pressão) a 50 (maior pressão). O HM também tem abrangência global e foi construído utilizando 13 estressores antropogênicos (densidade populacional, áreas construídas, agricultura, pastagem, tipos de rodovias – principais, secundárias e pistas duplas, ferrovias, mineração, poços de petróleo, produção de energia eólica, linhas de transmissão e luzes noturnas) e varia entre 0 (menor grau modificação) e 1 (maior grau de modificação) (Kennedy *et al.*, 2019). Os dados foram extraídos para cada sub-bacia a montante de cada ponto amostrado, adotando-se o valor médio do respectivo índice para cada sub-bacia.

Levantamento de Bioindicadores Bentônicos de Qualidade de Água

As coletas de sedimento para avaliar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água foram realizadas em 260 pontos em um período de 10 anos, nas bacias do rio das Velhas (42 pontos, 2009, 2011, 2019), Três Marias (40 pontos, 2010), Volta Grande (39 pontos, 2011), São Simão (39 pontos, 2012), Nova Ponte (60 pontos, 2013-2014) e Pandeiros (40 pontos, 2016). Cada ponto foi amostrado na estação seca (meses de maio-setembro) utilizando amostras múltiplas com “kicking net” (30 cm de abertura, 500 µm de malha). Em laboratório as amostras foram lavadas, os organismos foram triados em bandeja e identificados em microscópio

estereoscópico sob o aumento de 32x. A identificação foi realizada ao nível de família, exceto para Annelida, Mollusca e Aracnida, com o auxílio de chaves de identificação (ver Silva *et al.*, 2017 para maiores detalhes das chaves de identificação). Os organismos foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do ICB-UFMG.

A partir da identificação dos organismos foi calculado o MMI – Indice Multimétrico Bentônico (Silva *et al.*, 2017), utilizando as métricas biológicas (i) riqueza de Ephemeroptera; (ii) porcentagem de Gastropoda; (iii) índice de diversidade Shannon-Wiener, (iv) riqueza de organismos temporariamente fixados ao fundo; (v) riqueza de organismos com respiração por brânquias; (vi) porcentagem de organismos raspadores; (vii) porcentagem da riqueza de organismos sensíveis à poluição urbana. Os valores do MMI variam entre 0 (baixa integridade) e 100 (alta integridade).

Análise dos dados

A primeira etapa analítica foi a análise exploratória dos dados para avaliar amplitude de variação através da exploração visual de boxplots entre as 6 unidades hidrológicas. O segundo passo foi a analisar (i) a correlação linear entre o MMI e os índices e (ii) MMI e entre os índices de pressão antrópica, para entender o grau de redundância entre eles e identificar o mais correlacionado com o MMI para as análises seguintes. A etapa (iii) foi analisar a resposta do MMI em função da influência antrópica através de um modelo de regressão linear, separado entre as 6 unidades hidrológicas, para avaliar se as respostas são consistentes entre as 6 unidades hidrológicas nas bacias dos rios Paraná e São Francisco.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área de estudo apresenta valores de MMI entre 6 e 94, abrangendo as três classes de integridade: pobre (<40), intermediário (40-60) e boa (>60) (Figura 2, Anexo 1). No geral, as 6 unidades hidrológicas possuem uma variabilidade comparável de valores, o que indica que os pontos amostrados apresentam um gradiente de condições ambientais e, além disso, essa condição é espacialmente distribuída de forma balanceada na área de estudo (ver Figura 3).

Figura 2 – Box-plot com distribuição do MMI (Índice Multimétrico Bentônico) entre as unidades hidrológicas dos rios Paraná (azul) e São Francisco (verde). As linhas indicam o limite superior da condição biótica ruim (vermelho) e inferior da condição boa (verde). NP: Nova Ponte, RP: Rio Pandeiros; SS: São Simão; TM: Três Marias; RV: Rio das Velhas: VG: Volta Grande.

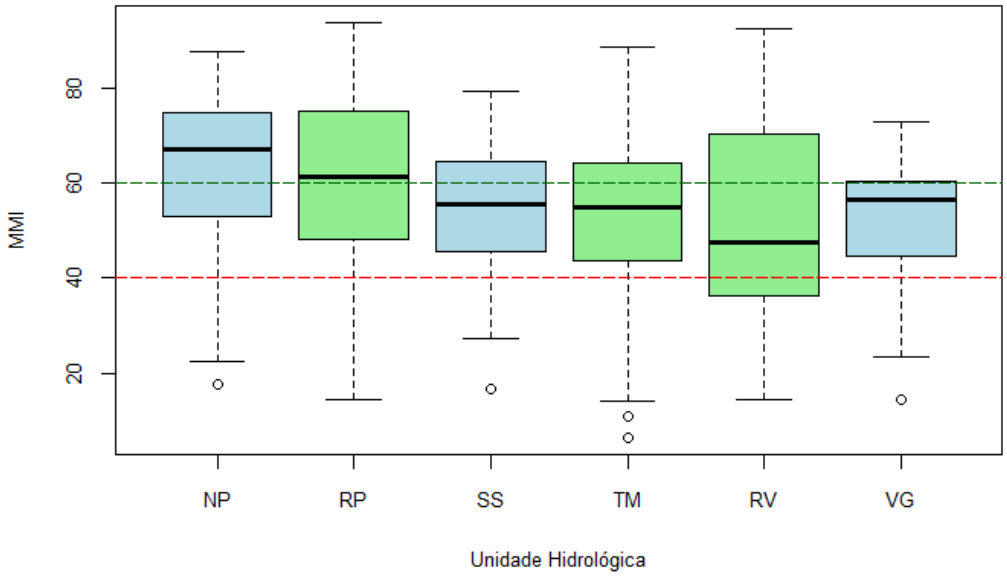
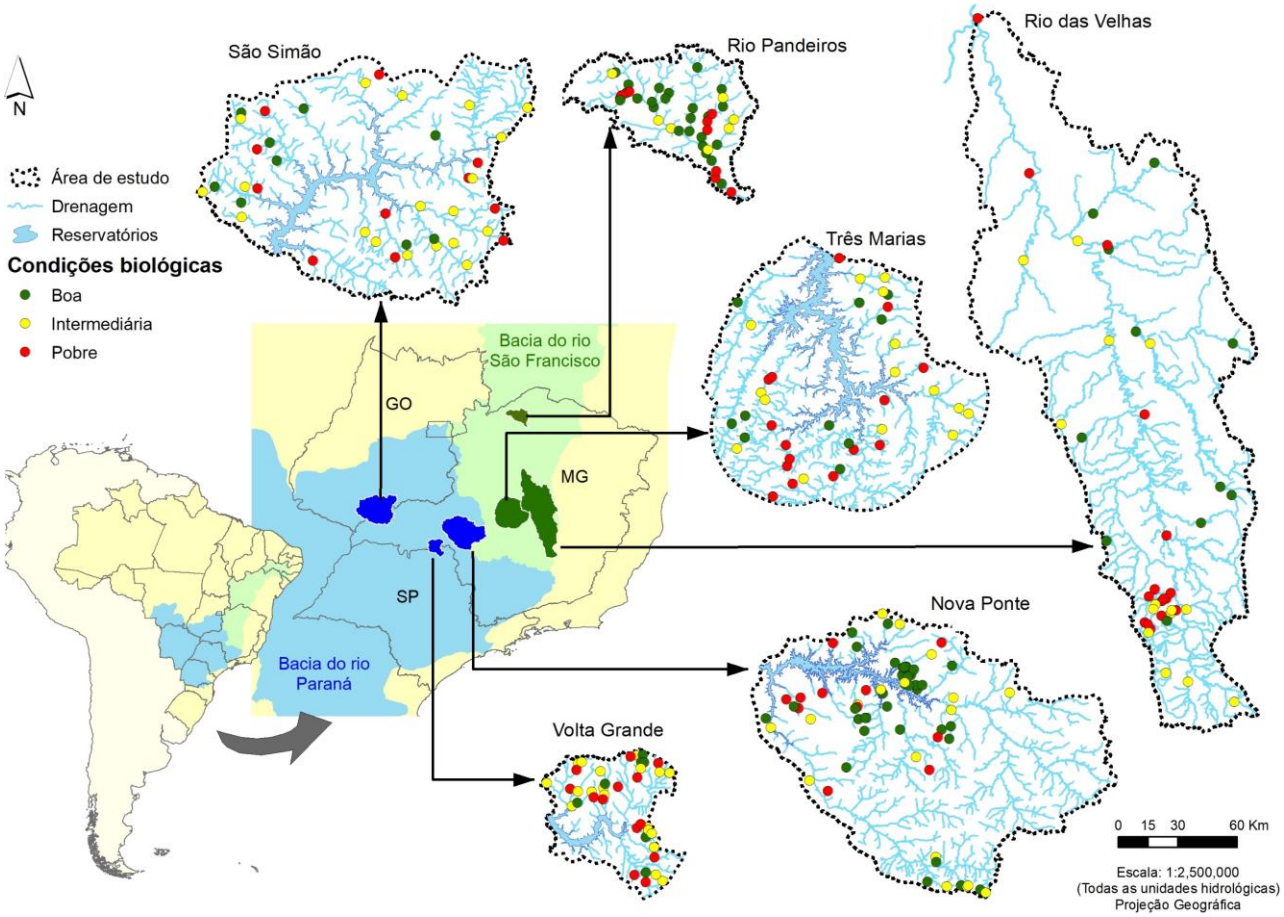


Figura 3 – Localização dos pontos amostrados com as classes de condição biológica segundo o MMI.



A distribuição dos valores dos quatro índices de pressão antrópica é similar entre as 6 unidades hidrológicas (Figura 4, Anexo 1). No geral, a bacia do rio das Velhas é a que apresenta os maiores valores totais dos índices, e a maior variabilidade entre pontos amostrais (baixo e alto graus de distúrbio). O rio das Velhas é o maior e mais importante afluente do rio São Francisco, e o que exerce a maior pressão sobre seus recursos hídricos (Callisto *et al.*, 2019b). Por outro lado, a bacia do rio Pandeiros é a que apresenta as menores taxas de pressão antrópica, por ser uma Área de Importância Biológica Especial que reune ambientes únicos incluindo área pantanosa (Área de Proteção Ambiental Estadual, IEF) (Martins *et al.*, 2020). As unidades hidrológicas de Volta Grande e São Simão também possuem de moderado a alto graus de impacto, mas nesse caso, agricultura e a pecuária são as atividades que exercem maior pressão sobre os recursos hídricos (Callisto *et al.*, 2019a).

Os índices antropogênicos possuem uma alta correlação entre si ($r > 0,70$), indicando que são redundantes (Figura 3). Em um processo exploratório passo-a-passo, variáveis com alta correlação são eliminadas, mantendo-se preferencialmente a que melhor discrimina a variável resposta (Macedo *et al.*, 2018). A construção de um índice multimétrico tem por finalidade discriminar o efeito do gradiente de influência antrópica em uma bacia hidrográfica sobre as comunidades de bioindicadores (Macedo *et al.*, 2016; Martins *et al.*, 2020). No presente estudo, todas as variáveis possuem correlação moderada (r 0,39 - 0,46) com o MMI, e portanto, a variável HF ($r = 0,46$) foi escolhida para as análises seguintes.

Figura 4 - Box-plot com distribuição do (A) CDI – Índice de distúrbio na bacia; (B) índice de Hemerobia; (C) HF- Human Footprint, e (D) HM - Global Human Modification of Terrestrial Systems entre as unidades hidrológicas do rio Paraná (azul) e São Francisco (verde). NP: Nova Ponte, RP: Rio Pandeiros; SS: São Simão; TM: Três Marias; RV: Rio das Velhas: VG: Volta Grande.

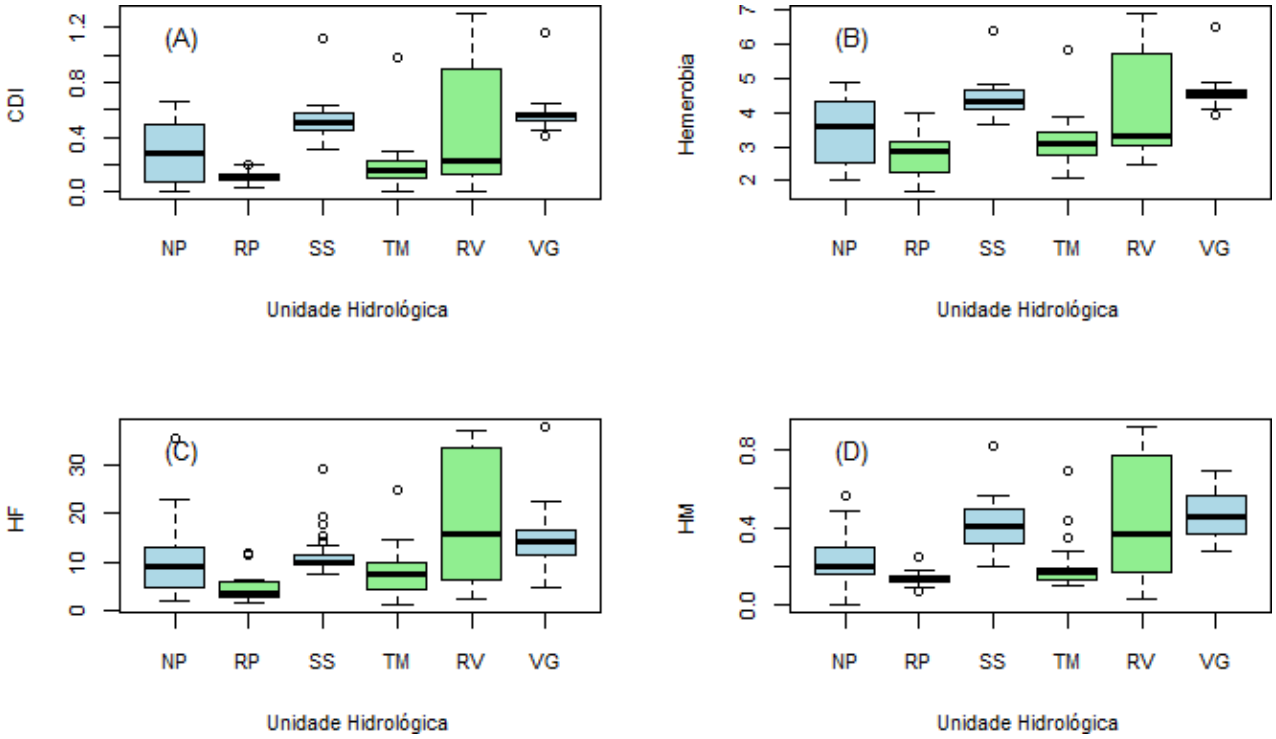


Tabela 1 – Matrix de correlação linear ente o MMI (Índice Multimétrico Bentônico), CDI – Índice de distúrbio na bacia; (B) Índice de Hemerobia; (C) HF- Human Footprint, e (D) HF - Global Human Modification of Terrestrial Systems.

	MMI	*CDI*	*Hemeroby*	*HF*
MMI	-			
CDI	-0.391	-		
Hemeroby	-0.419	0.973	-	
HF	-0.449	0.767	0.734	-
HM	-0.433	0.879	0.849	0.856

Os modelos de regressão foram construídos para as 6 unidades hidrológicas, apresentaram todos os coeficientes β0 e β1 significativos, e explicam entre 12-35% da variabilidade, com apenas uma variável (Tabela 2). Os valores de R^2 podem ser explicados para a variabilidade do índice independente, visto que a bacia do rio das Velhas e a unidade hidrológica de São Simão possuem respectivamente os maiores e menores coeficientes de determinação (R^2) e variabilidade. Esse é um resultado esperado, uma vez que variáveis que possuem baixa variabilidade refletem baixos coeficientes lineares (Macedo *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2017). O resultado de maior destaque é o efeito da inclinação negativa do coeficiente β1, que indica uma resposta negativa entre a pressão antrópica e integridade biótica, como esperado (Macedo *et al.*, 2016). Além disso, o grau de impacto geral em uma dada bacia também influencia os resultados, visto que a bacia do rio Pandeiros, que possui os menores índices de impacto antrópico, sofre com maior intensidade os seus efeitos (maior valor absoluto de β1). Silva *et al.*, 2018 e Martins *et al.*, 2021 avaliaram os efeitos de distúrbios antropogênicos sobre a vida aquática, determinando risco relativo, extensão de risco e risco atribuível, como ferramentas de diagnostico, monitoramento e gestão de recursos hídricos nas unidades hidrológicas de NP, TM e RP.

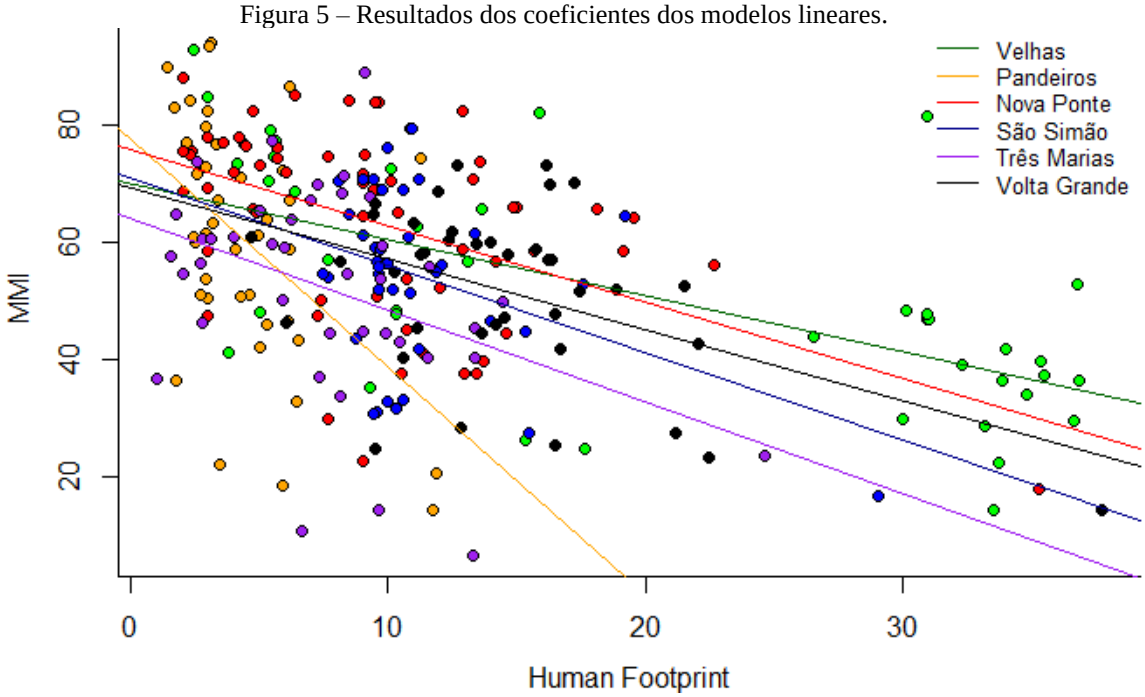
Tabela 2 – Resultados dos coeficientes de modelos lineares.

Unidade Hidrológica	Coeficientes	β	R^2
Velhas	Intercepto (β0)	69.84***	0.356***
	footprint (β1)	-0.95***	
Pandeiros	Intercepto (β0)	77.55***	0.207**
	footprint (β1)	-3.89**	
Nova Ponte	Intercepto (β0)	75.62***	0.215***
	footprint (β1)	-1.301***	
São Simão	Intercepto (β0)	70.98***	0.120*
	footprint (β1)	-1.48*	
Três Marias	Intercepto (β0)	63.91***	0.137*
	footprint (β1)	-1.56*	
Volta Grande	Intercepto (β0)	69.08***	0.189**
	footprint (β1)	-1.20**	

** p < 0.05; ** p < 0.01; *** p < 0.001*

O efeito do gradiente de pressão antrópica sobre a integridade biótica é uma ferramenta para gestão ambiental de recursos hídricos no Brasil, pois a metodologia padronizada permite a aplicação do MMI em várias bacias hidrográficas, em momentos diferentes (Callisto *et al.*, 2019a; Dala-Corte *et al.*, 2020; Paulsen *et al.*, 2020). Merece especial destaque que as áreas de bacias hidrográficas com baixa pressão antrópica apresentam valores médios de MMI entre 60 e 80 (Figura 5). Além disso, o efeito da resposta de bioindicadores ao gradiente de distúrbio antrópico é semelhante, conforme as retas paralelas, com exceção da bacia do Rio Pandeiros. O Rio Pandeiros apresenta maior integridade, maior diversidade de bioindicadores bentônicos, e menor nível de distúrbio antrópico (Callisto et al., 2019, Martins et al., 2020, 2021).

Figura 5 – Resultados dos coeficientes dos modelos lineares.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Impactos antrópicos em bacias hidrográficas podem ser medidos de várias formas através de índices multimétricos, somando esforços de Geografia e Ecologia. No entanto, ao utilizar índices desenvolvidos no Brasil e consolidados na literatura internacional, é possível produzir estudos comparativos nas bacias dos rios Paraná e São Francisco. Ao utilizar o MMI para mensurar o efeito dos impactos através de vários índices de distúrbio e em diferentes unidades hidrológicas em ambas as bacias nacionais, é possível afirmar que: (i) A utilização de bioindicadores deve ser efetivamente implanta no Brasil como política de diagnóstico e gestão de recursos hídricos; (ii) o MMI construído com metodologia padronizada e validada em nível regional pode ser utilizado em várias bacias hidrográficas; (iii) a abordagem aqui apresentada (MMI e índices de efeitos e distúrbios de atividades antrópicas) representa ferramenta prática, de baixo custo, simples, direta e eficientemente comprovada para evidenciar os efeitos de agricultura, pastagem, mineração e urbanização. Temos convicção de que esta abordagem poderá ser utilizada na gestão de recursos hídricos de bacias hidrográficas no Brasil.

AGRADECIMENTOS - Este trabalho foi financiado pelos Projetos de Pesquisa & Desenvolvimento da Agência Nacional de Energia Elétrica (CEMIG-ANEEL GT-487, GT-599, GT-611); Projeto Cemig-Peixe-Vivo; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG (APQ-01961-15, APQ-01432-17 e PPM 00104-18), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (bolsas de produtividade PQ-309763-2020-7 e 304060/2020- 8 para DRM e MC, respectivamente), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES (Código 001). Agradecemos aos colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos (DGEE, ICB-UFMG) pelo apoio nas coletas de campo e processamento de amostras biológicas em laboratório.

REFERÊNCIAS

Bernhardt, E. S. & Palmer, M. A., 2007. Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology*, 52(4): 738–751.

Callisto, M.; Macedo, D. R.; Linares, M. S. & Hughes, R. M., 2019a. Multi-status and multi-spatial scale assessment of landscape effects on benthic macroinvertebrates in the Neotropical Savanna. In: Hughes, R. M., Infante, D. M., Wang, L., Chen, K. & Terra, B. F. (eds.), *Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages*, Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium 90, pp. 275–302.

Callisto, M.; Moreno, P. & Macedo, D. R., 2019b. Biomonitoramento e pressões da urbanização: Uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas. *Revista Espinhaço*, 8(1): 2–12.

Callisto, M.; Silva, D. R. O.; Carvalho, D. R.; Macedo, D. R.; Castro, D. M. P.; Pompeu, P. S.; Becker, B.; Sanches, B.; Santos, G. B. & Alves, C. B. M., 2019c. Índices Multimétricos para Avaliação de Integridade Biótica. In: Callisto, M., Macedo, D. R., Castro, D. M. P. & Alves, C. B. M. (eds.), *Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas*, Belo Horizonte: Cemig - Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 131–158.

Feio, M. J.; Hughes, R. M.; Callisto, M.; Nichols, S. J.; Odume, O. N.; Quintella, B. R.; Kuemmerlen, M.; Aguiar, F. C.; Almeida, S. F. P.; Alonso-EguíaLis, P.; Arimoro, F. O.; Dyer, F. J.; Harding, J. S.; Jang, S.; Kaufmann, P. R.; Lee, S.; Li, J.; Macedo, D. R.; Mendes, A.; Mercado-Silva, N.; Monk, W.; Nakamura, K.; Ndiritu, G. G.; Ogden, R.; Peat, M.; Reynoldson, T. B.; Rios-Touma, B.; Segurado, P. & Yates, A. G., 2021. The biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: An overview. *Water*, 13(3): 371.

Karr, J., 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R. & Bilby, R. (eds.), *River ecology and management*: lessons from the Pacific coastal ecoregion, New York: Springer-Verlag, pp. 502–528.

Kennedy, C. M.; Oakleaf, J. R.; Theobald, D. M.; Baruch-Mordo, S. & Kiesecker, J., 2019. Managing the middle: A shift in conservation priorities based on the global human modification gradient. *Global Change Biology*, 25(3): 811–826.

Ligeiro, R.; Hughes, R. M.; Kaufmann, P. R.; Macedo, D. R.; Firmiano, K. R.; Ferreira, W. R.; Oliveira, D.; Melo, A. S. & Callisto, M., 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, 25: 45–57.

Macedo, D. R.; Hughes, R. M.; Ferreira, W. R.; Firmiano, K. R.; Silva, D. R. O.; Ligeiro, R.; Kaufmann, P. R. & Callisto, M., 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64: 132–141.

Macedo, D. R.; Hughes, R. M.; Kaufmann, P. R. & Callisto, M., 2018. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. *Science of The Total Environment*, 635: 1267–1279.

Macedo, D. R.; Hughes, R. M.; Ligeiro, R.; Ferreira, W. R.; Castro, M. A.; Junqueira, N. T.; Oliveira, D. R.; Firmiano, K. R.; Kaufmann, P. R.; Pompeu, P. S. & Callisto, M., 2014a. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, 29(6): 1001–1016.

Macedo, D. R.; Pompeu, P. S.; Morais, L.; Castro, M. A.; Alves, C. B. M.; França, J. S.; Sanches, B. O.; Agra, J. U. M. & Callisto, M., 2014b. Sampling site selection, land use and cover, field reconnaissance, and sampling. In: Callisto, M., Hughes, R. M., Lopes, J. M. & Castro, M. A. (eds.), *Ecological conditions in hydropower basins*. Serie Peixe Vivo 3, Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 61–83.

Martins, I.; Macedo, D. R.; Hughes, R. M. & Callisto, M., 2020. Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? *Ecological Indicators*, 110: 105953.

Martins, I.; Macedo, D. R.; Hughes, R. M. & Callisto, M., 2021. Major risks to aquatic biotic condition in a Neotropical Savanna River basin. *River Research and Applications*, https://doi.org/10.1002/rra.3801.

Mello, K. De; Taniwaki, R. H.; Paula, F. R. de; Valente, R. A.; Randhir, T. O.; Macedo, D. R.; Leal, C. G.; Rodrigues, C. B. & Hughes, R. M., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270: 110879.

Paulsen, S. G.; Peck, D. V.; Kaufmann, P. R. & Herlihy, A. T., 2020. Rivers and Streams: Upgrading Monitoring of the Nation's Freshwater Resources - Meeting the Spirit of the Clean Water Act. In: *Water Quality - Science, Assessments and Policy*, vol. i, London, UK: IntechOpen, pp. 50–74.

Omernik, J. M.; Griffith, G. E.; Hughes, R. M.; Glover, J. B. & Weber, M. H., 2017. How Misapplication of the Hydrologic Unit Framework Diminishes the Meaning of Watersheds. *Environmental Management*, 60(1): 1–11.

Sala, O. E., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100; *Science*, 287(5459): 1770–1774.

Silva, D. R. O.; Herlihy, A. T.; Hughes, R. M. & Callisto, M., 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, 81: 514–525.

Silva, D. R. O.; Herlihy, A. T.; Hughes, R. M.; Macedo, D. R. & Callisto, M., 2018. Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science of The Total Environment*, 633: 179–188.

Venter, O.; Sanderson, E. W.; Magrach, A.; Allan, J. R.; Beher, J.; Jones, K. R.; Possingham, H. P.; Laurance, W. F.; Wood, P.; Fekete, B. M.; Levy, M. A. & Watson, J. E. M., 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7: 1–11.

Walz, U. & Stein, C., 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22(3): 279–289.

ANEXOS

Anexo 1 – Resultados dos coeficientes dos modelos lineares

Unidade hidrológiaca	MMI	CDI	Hemeroby	HF	HM
	Média (min-max)				
Nova Ponte	63,23 (17,65-87,98)	0,28 (0-0,66)	3,43 (2-4,90)	9,51 (2-35,33)	0,2209 (0-0,5642)
Rio Pandeiros	60,17 (14,29-94,08)	0,12128 (0,031-0,20)	2,793 (1,66-4,01)	4,465 (1,40-11,85)	0,14 (0,07-0,24)
São Simão	54,2 (16,67-79,43)	0,518 (0,30-1,12)	4,4 (3,64-6,38)	11,279 (7,43-29,09)	0,4164 (0,20-0,81)
Três Marias	51,9 (6,41-88,95)	0,18 (0,012-0,98)	3,125 (2,07-5,83)	7,657 (1-24,66)	0,19 (0,10-0,69)
Rio das Velhas	51,21 (14,29-92,73)	0,46 (0,009-1,30)	4,15 (2,49-6,92)	19,58 (2,42-36,89)	0,46 (0,037-0,91)
Volta Grande	51,5 (14,29-73,1)	0,56 (0,40-1,16)	4,56 (3,92-6,5)	14,58 (4,66-37,8)	0,46 (0,27-0,69)
Área de estudo	55,97 (6,41-94,08)	0,35 (0-1,30)	3,78 (1,66-9,92)	11,10 (1-37,8)	0,30 (0-0,91)