

para
Texto

discussão

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA
DE AVALIAÇÃO DA SAÚDE DE RIACHOS
DO CERRADO - ESTUDO DE CASO NO
DISTRITO FEDERAL E ENTORNO**

Camila Aida Campos Couto
Alan Mosele Tonin
José Francisco Gonçalves Júnior

nº 81/dezembro de 2023
ISSN 2446-7502

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE AVALIAÇÃO DA SAÚDE DE RIACHOS DO CERRADO - ESTUDO DE CASO NO DISTRITO FEDERAL E ENTORNO

Camila Aida Campos Couto¹
Alan Mosele Tonin²
José Francisco Gonçalves Júnior³

Brasília-DF, Dezembro de 2023

-
- ¹ Camila Aida Campos Couto - Graduação em Ciências Biológicas pela UFMG, mestre em Ecologia, Conservação e Manejo pela UFMG e doutora em Ecologia pela UNB. Servidora efetiva da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA).
- ² Alan Mosele Tonin - Graduação em Ciências Biológicas pela URI - Erechim, Mestrado e Doutorado em Ecologia pela Universidade de Brasília. Servidor da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Goiás (SEMAD).
- ³ José Francisco Gonçalves Júnior - Graduação em Ciências Biológicas pela UFRJ, mestre em Ecologia pela UFRJ e doutor em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre pela UFMG. Professor Associado III do Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas da UnB e Presidente da Aliança Tropical de Pesquisa da Água.

Texto para Discussão

Veículo de divulgação de conhecimento, análises e informações, sobre desenvolvimento econômico, social, político, gestão e política públicas, com foco no Distrito Federal, na Área Metropolitana de Brasília (AMB) e na Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (RIDE) e estudos comparados mais amplos, envolvendo os casos acima.

Os textos devem seguir as regras da [Resolução 143/2015](#), que regem o Comitê Editorial da Codeplan, e não poderão evidenciar interesses econômicos, político-partidários, conteúdo publicitário ou de patrocinador. As opiniões contidas nos trabalhos publicados na série Texto para Discussão são de exclusiva responsabilidade do(s) autor(es), não exprimindo, de qualquer maneira, o ponto de vista da Companhia de Planejamento do Distrito Federal - Codeplan.

É permitida a reprodução parcial dos textos e dos dados neles contidos, desde que citada a fonte. Reproduções do texto completo ou para fins comerciais são proibidas.

Companhia de Planejamento do Distrito Federal - Codeplan

Texto para Discussão

TD - n. 81 (2023) - . - Brasília: Companhia de Planejamento do Distrito Federal, 2023.

n. 81, dezembro, 29,7 cm.

Periodicidade irregular.

ISSN 2446-7502

1. Desenvolvimento econômico-social. 2. Políticas Públicas
3. Área Metropolitana de Brasília (AMB). 4. Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (RIDE).
I. Companhia de Planejamento do Distrito Federal. II. Codeplan.

CDU 338 (817.4)

GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL

Ibaneis Rocha
Governador

Paco Britto
Vice-Governador

SECRETARIA DE ESTADO DE ECONOMIA DO DISTRITO FEDERAL

José Itamar Feitosa
Secretário

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL - CODEPLAN

Jeansley Lima
Presidente

Sônia Gontijo Chagas Gonzaga
Diretora Administrativa e Financeira

Renata Florentino de Faria Santos
Diretora de Estudos Urbanos e Ambientais

Daienne Amaral Machado
Diretora de Estudos e Políticas Sociais

Clarissa Jahns Schlabit
Diretora de Estudos e Pesquisas Socioeconômicas

RESUMO

O Brasil é extremamente importante no contexto mundial de biodiversidade e de reservas de água doce, mas seus recursos naturais têm sido ameaçados por diversas atividades humanas. Além de problemas relacionados a quantidade (escassez hídrica), a qualidade das águas também vem sendo comprometida. No contexto da gestão, a legislação brasileira prevê a classificação de seus corpos hídricos (ou trechos) em classes de acordo com os usos pretendidos mais exigentes em termos de qualidade de água (Enquadramento). Embora a legislação mencione o biomonitoramento, não há diretrizes claras para sua implementação, nem há qualquer preocupação em avaliar a integridade ecológica (saúde) dos ecossistemas aquáticos. Assim, as variáveis hoje consideradas no monitoramento refletem apenas as condições da água em si. Os objetivos deste estudo foram: i) delinear uma metodologia integrativa para avaliação da saúde de riachos e para verificação da adequação das condições às suas respectivas classes; ii) avaliar a integridade ecológica dos riachos nas bacias hidrográficas do DF; e iii) propor um sistema de apoio a decisões para gestão de bacias hidrográficas. Para tanto, construímos um sistema de avaliação que engloba duas ferramentas de gestão: i) o Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT), que considera as pressões sobre os ecossistemas aquáticos (atividades humanas), as condições atuais em termos de quantidade e qualidade da água e elementos biológicos, além da resposta social/governamental (classes de uso); e ii) o Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE) que informa se as condições dos riachos estão de acordo com suas classes de uso. Para este estudo utilizamos 50 locais englobando as três principais bacias hidrográficas do Distrito Federal e entorno. Os resultados demonstraram que 82% dos locais apresentaram bom estado de saúde ecossistêmica (de acordo com o ISTR), sendo que a maior parte desses locais se encontram em áreas de preservação ambiental. Já os riachos com as piores condições foram os que drenam áreas com alta densidade urbana ou de uso agrícola intenso. O IAE indicou que poucos riachos foram incompatíveis com suas classes de uso, sugerindo que suas classificações foram baseadas nas condições atuais, e não em intenções de usos futuros que demandem melhor qualidade. Até mesmo locais com a integridade ecológica muito comprometida, como o Rio Melquior, apresentaram condições adequadas com sua classe de uso. Apesar da alta relevância dos riachos para conservação da biodiversidade, água e outros bens essenciais ao ambiente e ao ser humano, nosso estudo evidenciou o preocupante status de saúde de alguns riachos do Distrito Federal e entorno. Além disso, chamamos atenção para como a inadequada aplicação da legislação ambiental pode ser prejudicial à saúde dos riachos e da população, uma vez que atualmente riachos em estado degradante são aceitáveis do ponto de vista das classes de uso. Por fim, este estudo estabelece as bases matemáticas, conceituais e de gerenciamento para uma perspectiva de discussão entre os gestores públicos, organizações sociais e câmara legislativa para reformulação das legislações distritais referentes à recursos hídricos, conciliando com outros instrumentos de gestão territorial.

Palavras-chave: integridade ecológica, saúde de riachos, enquadramento, gestão das águas.

SUMÁRIO

RESUMO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. MATERIAIS E MÉTODOS	12
2.1. Área de estudo.....	12
2.2. Etapas de desenvolvimento dos índices	13
2.2.1. Definição do sistema de indexação	13
2.2.2. Peso de cálculo de cada indicador	15
2.2.3. Determinação dos padrões de avaliação.....	15
2.2.4. Grau de harmonia (GH).....	17
2.2.5. Determinação do Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT)	18
2.2.6. Determinação do Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE) ...	18
2.3. Sistema de suporte a decisões	19
3. RESULTADOS.....	20
3.1. Grau de harmonia dos indicadores	20
3.2. Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) e Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE)	20
3.3. Sistema de suporte a decisões	23
4. DISCUSSÃO.....	26
5. CONCLUSÕES.....	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
APÊNDICE	36
Apêndice A - Tabela A1 - Grau de harmonia (GH), ISRT e IAE de cada indicador/local.....	37

1. INTRODUÇÃO

O Brasil abriga em seu território uma parte substancial da biodiversidade (cerca de 14%; BRASIL, 2003) e recursos de água doce (12%; Rebouças 2006) mundiais, assim como florestas tropicais remanescentes que desempenham um papel significativo no sistema climático regional e global (FERNANDES *et al.*, 2017). Toda essa riqueza biológica atribuída aos diferentes biomas brasileiros tem sido historicamente ameaçada por pressões como o desmatamento (CROUZEILLES *et al.*, 2017) e a poluição (WEN *et al.*, 2017).

O lançamento de esgoto doméstico sem tratamento é o principal fator de degradação dos corpos hídricos no Brasil, uma vez que apenas 55% dos municípios do país possuem rede coletora de esgoto, cobrindo 44% das residências (IBGE 2012). No Brasil central, outra grande ameaça é a transformação de extensas áreas naturais de Cerrado em monoculturas de grãos (STRASSBURG *et al.*, 2017). Mais recentemente, novas ameaças foram adicionadas ao cenário de perturbação ambiental, como mudanças climáticas, doenças infecciosas, ruídos e contaminantes emergentes (REID *et al.*, 2019).

No Brasil, o conceito de Enquadramento de corpos d'água por classe de uso com base em uma série de parâmetros de qualidade da água tem sido usado desde 2005. De acordo com o Enquadramento, corpos d'água - ou trechos deles - podem ser classificados em uma entre cinco opções de classes diferentes (Tabela 1).

O objetivo do Enquadramento é garantir que os corpos d'água apresentem qualidade de água compatível com os usos prioritários definidos para cada classe. Assim, as ações de gestão podem ser direcionadas para a restauração e manutenção de locais onde se esperam melhores condições e usos mais exigentes.

Embora as melhores classes (Especial, 1 e 2) de qualidade da água tenham a perspectiva da conservação das comunidades e ecossistemas aquáticos, na prática poucos parâmetros biológicos são referenciados na legislação, como os coliformes termotolerantes, clorofila-a e densidade de cianobactérias (Resolução CONAMA nº 357/2005).

Uma abordagem semelhante é usada na Índia, onde os corpos d'água também são classificados em cinco classes de acordo com seus usos pretendidos, mas ao contrário do Brasil, os indicadores biológicos usados na Índia, como peixes e insetos, são considerados parte dos critérios de avaliação (SINGH e SAXENA, 2018). Assim, existe a intenção na Índia de descrever de forma abrangente a qualidade dos ecossistemas de água doce, enquanto no Brasil apenas alguns Estados, como São Paulo (CETESB, 2012), ou programas de monitoramento isolados, realizam algum tipo de biomonitoramento.

Do ponto de vista ecológico, um rio saudável é aquele que preserva seu estado de "integridade ecológica" (BOULTON, 1999), o que significa ter a capacidade de sustentar e manter uma comunidade biológica equilibrada, integrada e adaptada de organismos com uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável àquela dos *habitats* da região (KARR, 1999). Alterações neste estado de equilíbrio podem levar a mudanças nas comunidades biológicas e processos ecossistêmicos, o que torna esses elementos potenciais ferramentas para medir os efeitos dos complexos mecanismos de degradação ambiental e suas interações (KARR, 1999; RUARO e GUBIANI, 2013).

Assim, a mudança de uma abordagem de qualidade da água para uma abordagem de integridade do ecossistema é uma mudança-chave necessária para enfrentar as pressões que os ecossistemas aquáticos têm sofrido.

Avançando no conceito de avaliação da integridade ecológica, Fairweather (1999) apontou que os aspectos políticos, sociais e econômicos não podem ser dissociados da ideia de saúde dos corpos hídricos. Considerar os valores definidos pela sociedade em relação à água, os usos e a relação histórica da comunidade com as águas de sua região são essenciais não só para definir estratégias de manejo, mas também para envolver a sociedade em todo o processo (ANDERSON *et al.*, 2019).

A Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) propôs um modelo de avaliação ambiental baseado em três tipos de indicadores: pressão, condição e resposta (P-C-R; OCDE, 2013). Os indicadores de “pressão” (P) tratam das ameaças humanas ao meio ambiente, como remoção de vegetação, lançamento de poluentes e alteração física dos cursos d’água. Os indicadores de “condição” (C) ou “estado” tratam do desempenho do meio ambiente. Os indicadores de “resposta” (R) são baseados nas reações da sociedade às tendências de qualquer um dos demais indicadores, para melhorar ou corrigir problemas, e podem incluir a elaboração de políticas públicas, engajamento social e ações de gestão.

As abordagens de integridade ecológica que levam em consideração aspectos das pressões humanas sobre os ecossistemas e a interação “sociedade x corpos d’água” estão se tornando uma tendência. Recentemente, Luo *et al.* (2018) propuseram um novo arcabouço para acessar o estado de saúde de rios, baseado na Teoria da Harmonia, que considera o equilíbrio entre a integridade do ecossistema fluvial e a demanda humana (ZUO *et al.*, 2016).

Na Austrália, o conhecido Sistema Australiano de Avaliação de Rios (*Australian River Assessment System* - AUSRIVAS; SIMPSON e NORRIS, 2000) tem sido questionado, precisamente por não considerar as pressões antrópicas sobre os ecossistemas. Um estudo recente sugeriu a necessidade de métodos de diagnóstico para identificar os estressores que causam impactos ecológicos, em vez de meramente inferir a intensidade do impacto e atribuir classificações de qualidade aos locais de avaliação (CHESSMAN, 2021).

Diante de uma variedade de realidades em termos de impactos humanos, características naturais, capacidade de gestão e disponibilidade de dados, a aplicação de um programa de monitoramento torna-se complexa e desafiadora se não houver um sistema bem definido de avaliação (PINTO e MAHESHWARI, 2014).

Em países com dimensões continentais, como o Brasil, isto se torna ainda mais necessário para facilitar a compreensão dos resultados em nível gerencial (SADAT *et al.*, 2020). Além disso, um sistema bem estruturado permite a padronização de um processo que pode ser aplicado em escalas maiores, desde que sejam feitas as adaptações necessárias. Apesar de todas as dificuldades que podem surgir com a implementação do biomonitoramento, após uma fase inicial de pesquisa esses programas reduzem consideravelmente os custos de análise e fornecem informações relevantes para a gestão de bacias hidrográficas (BUSS *et al.*, 2003).

Considerando a ausência de um sistema de avaliação de saúde do rios e o modelo atual de Enquadramento de corpos hídricos por classe de uso adotado no Brasil, os três objetivos principais deste estudo foram: 1) delinear uma metodologia integrativa para avaliação da saúde de riachos e para verificação da adequação das condições aos seus respectivos usos prioritários (classe de uso); 2) avaliar a integridade ecológica dos riachos

nas bacias hidrográficas do Distrito Federal; e 3) propor um sistema de apoio a decisões para gestão de bacias hidrográficas.

Tabela 1 - Usos prioritários designados para cada classe (Especial a 4) do Enquadramento dos corpos hídricos

Classes	Usos Prioritários
Especial	Abastecimento para consumo humano, com desinfecção Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
1	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado Proteção das comunidades aquáticas Recreação de contato primário Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas
2	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional Proteção das comunidades aquáticas Recreação de contato primário Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto Aqüicultura e à atividade de pesca
3	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras Pesca amadora Recreação de contato secundário Dessedentação de animais
4	Navegação Harmonia paisagística

Fonte: Resolução CONAMA nº 357/2005

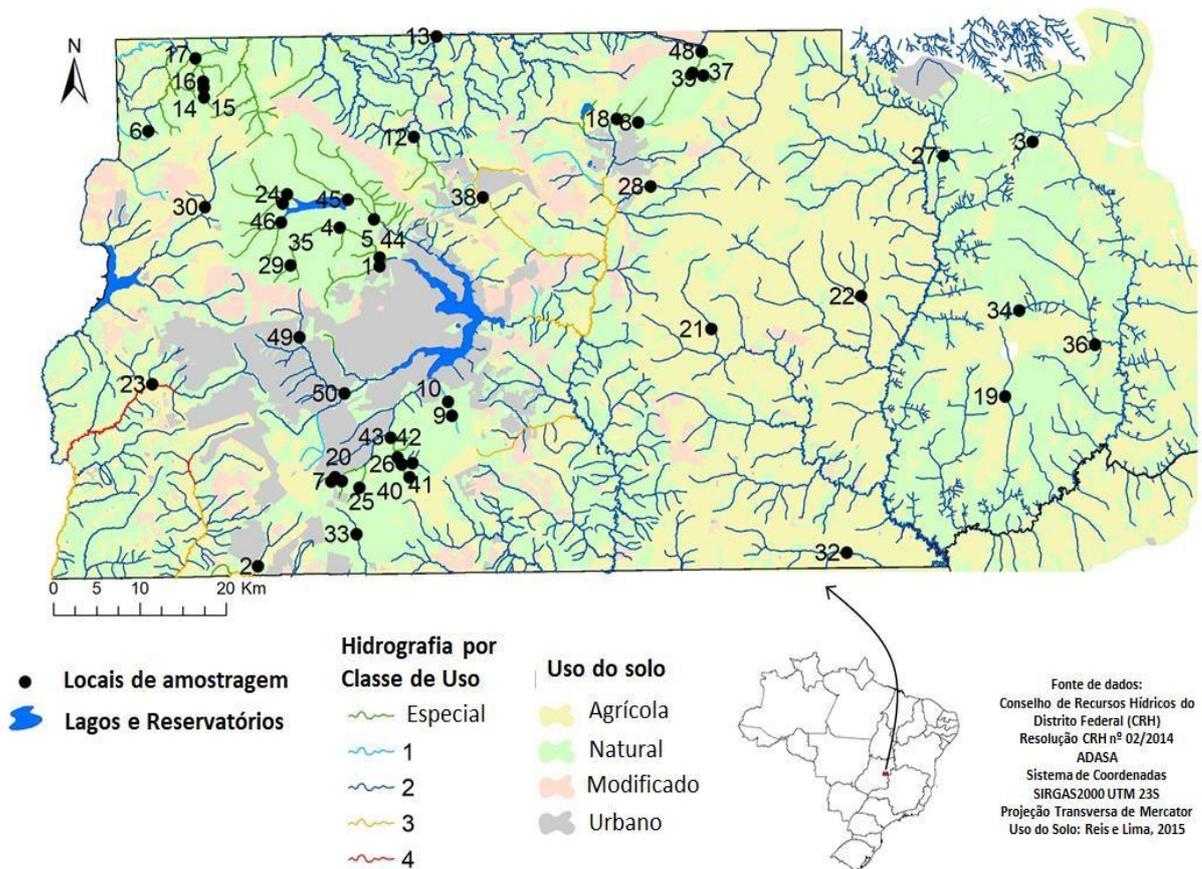
2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área estudada foi o planalto central brasileiro na região do Distrito Federal e entorno. A região abriga cabeceiras de três grandes bacias hidrográficas brasileiras: Tocantins-Araguaia, Paranaíba e São Francisco (Figura 1). Os usos predominantes do solo são vegetação natural, agricultura e ocupação urbana. A altitude da região varia entre aproximadamente 750 e 1.200 metros e fitofisionomia predominante do Cerrado. O clima é caracterizado por duas estações bem definidas, estiagem (abril a setembro) e chuva (outubro a março), temperatura média e precipitação anual em torno de 20°C e 1.700 mm, respectivamente, mas a distribuição espacial da precipitação é desigual na área (ADASA, 2021).

Selecionamos 50 locais de estudo para os quais tínhamos dados abióticos e bióticos disponíveis para a estação seca (agosto/setembro) de 2018.

Figura 1 - Área de estudo, locais de amostragem e hidrografia colorida de acordo com a classe de uso determinada pelo Enquadramento



Nota: Os nomes dos riachos correspondentes a cada código podem ser encontrados no Apêndice.

2.2. Etapas de desenvolvimento dos índices

A metodologia adotada para gerar o Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) e o Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE) foi baseada na abordagem P-C-R (OECD, 2013) e no método do Grau de Harmonia (LUO *et al.*, 2018), seguindo as etapas descritas abaixo e resumidas na Figura 2.

2.2.1. Definição do sistema de indexação

O Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) foi dividido em três camadas: pressão, condição e resposta. Para cada camada, atributos e indicadores foram escolhidos de forma a representar aspectos relevantes da área de estudo (Tabela 2).

Mudanças no uso do solo foram consideradas as principais pressões sobre os cursos de água, uma vez que agregam múltiplos estressores aos ecossistemas aquáticos (ALLAN, 2004). O Índice de Uso do Solo (IUS, Eq. 1, adaptado de RAWER-JOST *et al.*, 2004) aplicado para a bacia de drenagem de cada local de estudo; e a porcentagem de remoção da vegetação ripária (30 metros cada margem a montante do ponto de coleta) foram selecionados como indicadores:

$$IUS = 4x\% \text{ urb} + 2x\% \text{ agr} + \% \text{ outros (Eq. 1)}$$

Onde, *IUS* é o Índice de Uso do Solo; *urb*, *agr* e outros são, respectivamente, a porcentagem de áreas urbanas, agrícolas/pastagem, e outros usos (loteamento, solo exposto, plantações de eucalipto) na bacia de drenagem.

Os indicadores de “condição” abrangem atributos hidrológicos, de qualidade da água e ecológicos (Tabela 2). Aspectos hidrológicos são fundamentais, principalmente quando se trata de riachos de cabeceira como os estudados, onde as vazões são naturalmente baixas. O indicador hidrológico está relacionado ao desvio (para cima ou para baixo) da vazão de referência. Valores mínimos, máximos e médios históricos de vazões para o período estudado (agosto/setembro) foram considerados como referências (GDF, 2012).

A condutividade e o fósforo foram selecionados como indicadores de qualidade da água por serem importantes variáveis geralmente relacionadas a impactos humanos, especialmente em áreas urbanizadas (SILVA *et al.*, 2011; FONSECA *et al.*, 2014; COUTO, 2021). Os indicadores ecológicos considerados neste estudo são relacionados às comunidades de diatomáceas perifíticas, macroinvertebrados e processos ecossistêmicos, que foram escolhidos porque mostraram capazes de responder a uma série de distúrbios antrópicos em modelos desenvolvidos na área de estudo (COUTO, 2021).

Para diatomáceas foram escolhidos como indicadores a porcentagem de abundância do gênero *Eunotia* (% *Eunotia*) e o Índice Trófico de Diatomácea (*Trophic Diatom Index* - TDI, KELLY, 1998). E para os macroinvertebrados os indicadores foram a porcentagem de abundância dos grupos Oligochaeta e Hirudinea (% *Oli_Hir*), a porcentagem de abundância dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (% *EPT*) e a abundância de macroinvertebrados (*Inv_Abund*). Em relação aos processos ecossistêmicos, o melhor indicador identificado foi a produção de biomassa algal (com base na produção de clorofila *a*; *Chl*).

A classe de uso determinada para cada curso de água pelo Enquadramento oficial de corpos d'água (Resolução CONAMA nº 357/2005; Resolução CRH nº 02/2014) foi considerada como o indicador de resposta. Ela está relacionada aos usos preponderantes pretendidos pelos interessados, não constituindo necessariamente a qualidade atual do rio, mas a qualidade esperada. A classe de uso reflete as expectativas da sociedade e do governo em relação aos corpos d'água e, para sua determinação, são considerados aspectos técnicos, econômicos, sociais e políticos.

2.2.2. Peso de cálculo de cada indicador

Partimos do pressuposto que pressão, condição e resposta juntas representam a saúde dos ecossistemas aquáticos, então distribuímos o peso igualmente entre as três camadas (~ 0,33) e em cada camada o peso foi dividido igualmente entre os indicadores (Tabela 2).

2.2.3. Determinação dos padrões de avaliação

Para determinar os critérios de classificação de cada indicador, geralmente é necessário realizar pesquisas de limiares e analisar os valores dos indicadores entre diferentes rios (SADAT *et al.*, 2020).

Neste trabalho foram utilizadas diferentes referências considerando diretrizes oficiais e trabalhos realizados anteriormente na área de estudo. Para os indicadores de pressão (uso do solo) e os indicadores ecológicos consideramos como limiares os valores identificados em modelos específicos desenvolvidos em estudos anteriores (CAMPOS *et al.*, 2021; COUTO, 2021). As referências de qualidade da água foram baseadas em diretrizes nacionais (Resolução CONAMA nº 357/2005) e em estudos anteriores (CAMPOS *et al.*, 2021; COUTO, 2021). As vazões de referência foram extraídas do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (GDF, 2012), considerando como valor ideal a média mensal histórica dos meses de agosto e setembro (Tabela 2).

Para a “Resposta”, as classes de uso foram consideradas os valores de referência, e a classe especial foi substituída pelo valor zero. Cinco valores de referência (nós) foram definidos para cada indicador, atribuindo a cada um deles o status de Excelente, Bom, Moderado, Ruim ou Muito ruim (Tabela 2).

Tabela 2 - Sistema de Indicadores e padrões de avaliação do Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT)

Sistema de Indicadores					Padrões de avaliação (nós)				
Camada	Atributo	Indicator	Peso	Código	Excelente (a)	Bom (b)	Moderado (c)	Ruim (d)	Muito ruim (e)
Pressão	Uso do Solo	Índice de Uso do Solo *	0.167	IUS	50	100	150	200	250
		Remoção da vegetação ripária (%) *	0.167	RIP_rem	5	10	15	20	25
Condição	Hidrologia	Desvio da vazão esperada (%)	0.037	V_dev	média	min or max	-10% min ou +10% max	-20% min ou +20% max	-30% min ou +30% max
	Qualidade da água	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) *	0.037	Cond	50	80	110	140	170
		Fosfato (mg/L) *	0.037	PO4	0,025	0,05	0,075	0,1	0,125
	Ecologia	Índice Trófico de Diatomeáceas *	0.037	TDI	30	40	50	60	70
		% abundância do gênero <i>Eunotia</i> **	0.037	Eunotia	80	60	40	20	10
		Abundância de macroinvertebrados ($\text{ind}/0,45\text{m}^2$) *	0.037	Inv_Abund	200	300	500	1.000	1.500
		% abundância do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) **	0.037	EPT	40	30	20	10	5
% abundância do grupo Oligochaeta e Hidrudinea *		0.037	Oli_Hir	5	10	20	30	40	
Biomassa algal (produção de clorofila-a, ug/m^2) *	0.037	Chl	1	3	5	7	9		
Resposta	Enquadramento	Classe de Uso	0.334	Usos	0	1	2	3	4

Fonte: Os autores

Nota: (*) indicador de custo - quanto maior o valor pior a condição; e

(**) indicador de eficiência - quanto maior o valor, melhor a condição. média = vazão média histórica, min = vazão mínima histórica, max = vazão máxima histórica.

2.2.4. Grau de harmonia (GH)

Seguindo as etapas sugeridas por Luo *et al.* (2018), o grau de harmonia foi calculado levando em consideração os cinco nós dos padrões de avaliação (Tabela 2) e a lógica difusa (*fuzzy*). O grau de harmonia para o valor (x) de um único indicador (j) foi definido por uma função de pertinência *fuzzy* ($\mu_k(x)$) com $\mu_k \in [0, 1]$ e o grau de harmonia foi enumerado por uma interpolação linear (Eq. 2; LUO *et al.*, 2018), onde GH_j é o grau de harmonia dos j -ésimos indicadores no tempo t e $\text{GH}_j \in [0, 1]$; a_j , b_j , c_j , d_j e e_j são os valores padrões de avaliação do j -ésimo indicador (Tabela 2).

Indicadores de eficiência (ou positivos) são aqueles para os quais valores mais altos são melhores para o meio ambiente (por exemplo, % EPT), enquanto indicadores de custo (ou negativos) são aqueles para os quais valores mais altos são piores para o meio ambiente (por exemplo, Índice de Uso do Solo).

Utilizamos fórmulas opostas (Eq. 2) para calcular o grau de harmonia dos indicadores de custo e eficiência, de forma que o grau de harmonia seja padronizado com valores que variam de “0” (indicativo da pior situação) a “1” (indicativo da melhor situação). Para o desvio natural da vazão (V_{dev}) foram utilizadas as fórmulas de “indicador de custo” para valores acima da melhor condição e fórmulas de “indicador de eficiência” para valores sob a melhor condição, pois neste caso quanto mais distante da vazão média, seja para cima ou para baixo, é pior para o meio ambiente.

Para a camada de resposta, como as classes de uso são valores discretos e não contínuos, não foi necessário aplicar a interpolação, e o grau de harmonia foi determinado utilizando apenas os intervalos de 0,2 a 1. Classe 0 (Especial), 1, 2, 3 e 4 portanto, passaram a apresentar graus de harmonia iguais a 1, 0,8, 0,6, 0,4 e 0,2, respectivamente. A Classe 4 não recebeu valor zero devido aos cálculos do índice de adequação à classe de uso, cujo denominador da função é a camada de resposta e este não pode ser zero.

Eq. 2 (SADAT *et al.*, 2020):

	Indicadores de eficiência		Indicadores de custo			
GH _j =	1	$x_j \geq a_j$	1	$x_j \leq a_j$		
	$0.8 + 0.2 \frac{x - b_j}{a_j - b_j}$	$b_j \leq x_j < a_j$	x	$0.8 + 0.2 \frac{x_j - a_j}{b_j - a_j}$	$b_j \geq x_j > a_j$	
	$0.6 + 0.2 \frac{x - c_j}{b_j - c_j}$	$c_j \leq x_j < b_j$	x	$0.6 + 0.2 \frac{x_j - b_j}{c_j - b_j}$	$c_j \geq x_j > b_j$	
	$0.3 + 0.3 \frac{x - d_j}{c_j - d_j}$	$d_j \leq x_j < c_j$	x	$0.3 + 0.3 \frac{x_j - c_j}{d_j - c_j}$	$d_j \geq x_j > c_j$	
	$0.3 x$	$e_j \leq x_j < d_j$	x	$0.3 x$	$\frac{x_j - d_j}{e_j - d_j}$	$e_j \geq x_j > d_j$
	0	$x_j < e_j$	0	0	$x_j > e_j$	

2.2.5. Determinação do Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT)

O Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) é dado pela soma ponderada do grau de harmonia dos indicadores individuais calculados acima. ISRT agora é obtido pela seguinte equação:

Eq. 3:

$$ISRT(t) = \sum_{j=1}^m w_j \cdot GH_j(t)$$

Onde ISRT (t) é o Índice de Saúde de Riachos Tropicais no tempo t, ISRT (t) [0,1]. Quanto mais próximo de 1 for o valor, melhor será a integridade/saúde do ecossistema aquático; w_j é o peso do j-ésimo indicador, m são os indicadores.

Uma escala de avaliação de cinco categorias de “0” a “1”, com incrementos de 0,2, foi estabelecida para descrever a saúde dos riachos (Tabela 3).

Tabela 3 - Categorias do Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT)

ISRT	Categoria	Descrição
> 0.8 – 1.0	Muito bom	Igual ou muito próxima das condições de referência
> 0.6 – 0.8	Bom	Pouco alterado em relação às condições de referência
> 0.4 – 0.6	Moderado	Moderadamente diferente das condições de referência
> 0.2 – 0.4	Ruim	Distante das condições de referência
0.0 – 0.2	Muito ruim	Muito distante das condições de referência

Fonte: Os autores

2.2.6. Determinação do Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE)

Para verificar se as condições do ecossistema aquático são coerentes com os melhores usos pretendidos (classe de uso) aplicamos a razão entre o grau de harmonia ponderado da camada de “condição” pela camada de “resposta” (Eq. 4). Se o valor da “condição” for maior que o valor da “resposta”, a classificação está considerando uma condição pior do que a que o ecossistema realmente apresenta.

De outra forma, se o valor da “condição” for menor do que “resposta”, então a classificação do riacho prevê uma condição melhor do que o ecossistema fluvial apresenta. Esta é uma forma simplificada de verificar a adequação da condição do ecossistema à classe de uso atual. Uma escala de avaliação de cinco categorias de “0” a “1” foi estabelecida para descrever o IAE (Tabela 4).

Eq. 4:

$$IAE = GH_{cond} / GH_{resp} \quad \begin{array}{l} GH_{cond} = \text{grau de harmonia da camada de condição} \\ GH_{resp} = \text{grau de harmonia da camada de resposta} \end{array}$$

Onde,

$$GH_{cond} = \sum_{j=1}^c w_j \cdot GH_j(t) \quad c = \text{indicadores de condição, } w_j = \text{peso do indicador } j^{th} \quad j=1$$

e

$$GH_{resp} = w_j \cdot GH(t) \quad w_j = \text{peso do indicador de resposta}$$

Tabela 4 - Categorias do Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE)

IAE	Categoria	Descrição
> 1.0	MN	Melhor do que o necessário para a classe
> 0.8 – 1.0	C	Compatível com a classe
> 0.6 – 0.8	MC	Moderadamente compatível com a classe
> 0.4 – 0.6	PC	Pouco compatível com a classe
0.0 – 0.4	IC	Incompatível com a classe

Fonte: Os autores

2.3. Sistema de suporte a decisões

Este estudo propõe a avaliação dos corpos d'água sob dois aspectos, o primeiro em que as demandas da sociedade são consideradas parte da avaliação da saúde dos riachos, entendendo que as classes de uso norteiam as ações de gestão e, portanto, contribuem para o estado atual dos corpos d'água; a segunda em que as condições dos riachos são confrontadas com as respectivas classes de uso.

O cerne do método está na determinação do sistema de indicadores, dos padrões de avaliação, cálculo do grau de harmonia, ponderação dos indicadores, cálculo do Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) e do Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE). Porém, após os cálculos dos índices, é necessário determinar os limites aceitáveis para cada um.

Neste estudo, seguindo Sadat *et al.* (2020), o limite de 0,4 (Tabela 3) para ISRT foi considerado a condição mínima aceitável. Abaixo deste valor é necessário definir medidas para melhorar as condições do ecossistema aquático. Entre 0,6 e 0,4 a situação é aceitável, mas requer atenção, e acima de 0,6 o riacho está em boas condições de saúde/integridade ecológica.

Para a adequação ao Enquadramento (IAE), determinamos três faixas de valores. Valores acima de "1" indicam que a condição do rio é melhor que a classe proposta, entre 1 e 0,6 há algum grau de compatibilidade entre condição e classe de uso, e menos de 0,6 indica que ações são necessárias para atingir os usos propostos.

O sistema indica para cada índice (ISRT e IAE) ações gerais necessárias. Porém, para cada combinação de resultados entre os dois índices, propomos ações de gestão mais específicas.

3. RESULTADOS

3.1. Grau de harmonia dos indicadores

Considerando todos os locais de estudo, os menores valores médios do grau de harmonia foram observados para os seguintes indicadores: desvio da vazão natural (V_{dev} ; 0,502), a porcentagem de *Eunotia* (Eunotia; 0,657) e a porcentagem do grupo EPT (EPT; 0,418). Já os que apresentaram maiores valores foram o Índice Trófico de Diatomácea (TDI; 0,899), a porcentagem de Oligochaeta e Hirudinea (Oli_Hir; 0,922) e Biomassa algal (Chl; 0,922) (Figura 3 e Apêndice - Tabela A1).

Em geral, os maiores valores de ISRT foram acompanhados por uma distribuição equivalente entre as três camadas de indicadores (pressão, condição e resposta) e pela contribuição de vários indicadores de condição (Figura 3).

A ausência de qualquer indicador significa que sua contribuição foi nula, ou seja, contribuiu para a redução do valor do Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT). Os locais que apresentaram os menores valores de ISRT (abaixo de 0,4) foram os ribeirões Alagado (Cód 2), Melquior (Cód 23), Sobradinho (Cód 38) e Vicente Pires II (Cód 50). Entre eles, Alagado, Melquior e Vicente Pires são caracterizados por baixas contribuições dos indicadores de camada de pressão, isto é, estão mais sujeitos à ação de usos do solo na bacia hidrográfica e/ou corredor ripário. Além disso, apresentaram baixa contribuição para alguns dos indicadores de condição.

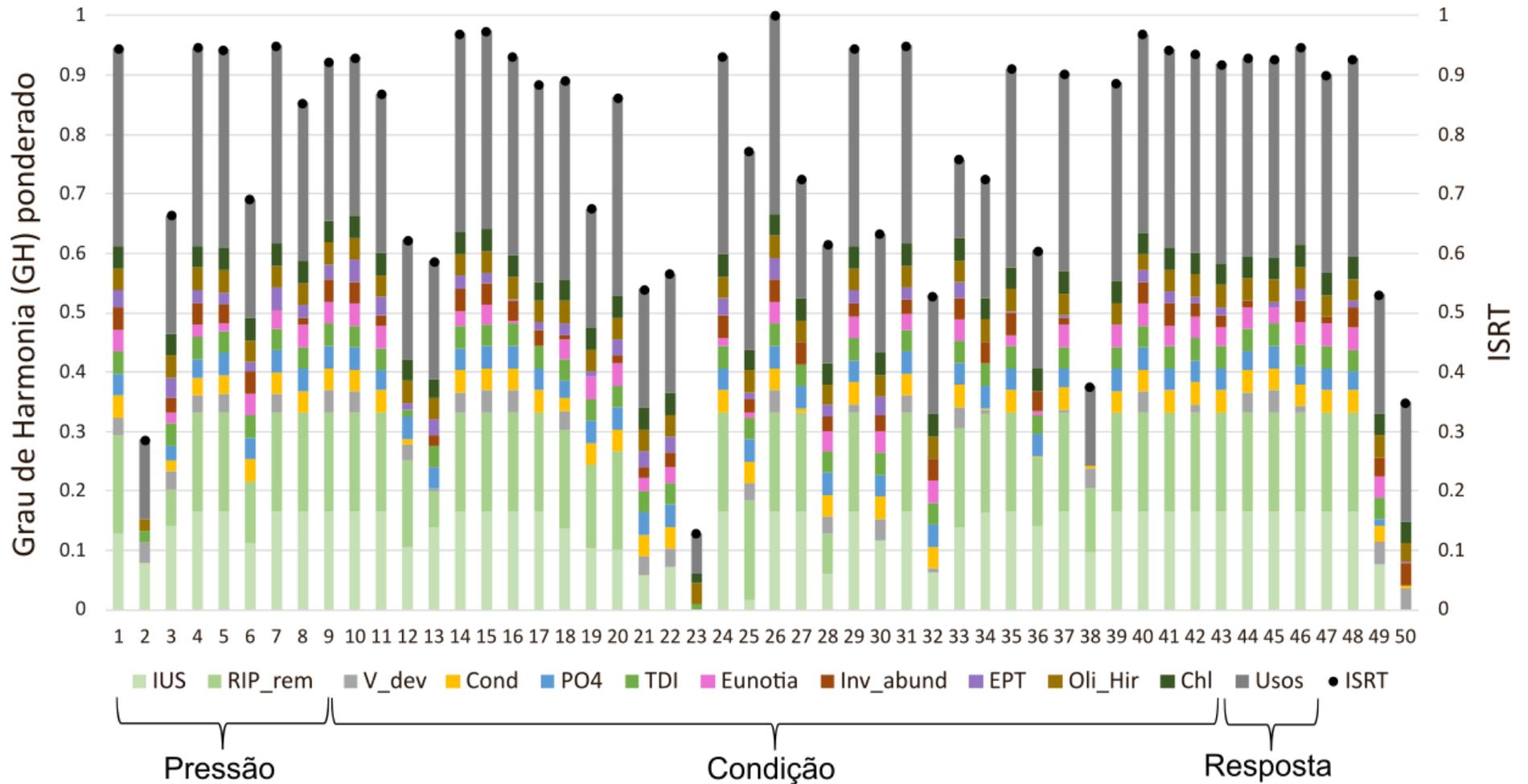
Já o Ribeirão Sobradinho apresentou grau de harmonia zero ou muito próximo de zero para quase todos os indicadores de condição, apesar de apresentar contribuição relativamente boa dos indicadores de pressão. No Ribeirão Contagem (pontos 12 e 13), mesmo apresentando equilíbrio entre as três camadas, todas possuem valores moderados, diminuindo o valor do índice. Os ribeirões Jardim (Cód 21), Lagoinha (Cód 22) e São Bernardo (Cód 32) são influenciados negativamente pela pressão, mas ainda apresentam boas condições e resposta moderada. No Ribeirão Pípiripau (Cód 28), a camada de condição teve uma boa contribuição de todos os indicadores, o que garantiu um valor de ISRT ainda razoável (0,6), apesar das baixas contribuições das camadas de pressão e resposta.

3.2. Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) e Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE)

Entre os 50 locais de estudo, 31 apresentaram ISRT “Muito Bom”, dez foram classificados como “Bom”, cinco como “Moderado”, três “Ruim” e um local foi considerado “Muito ruim” (Figura 4A). Os locais classificados como “Bom” e “Muito Bom” localizaram-se em áreas com predominância de vegetação natural, enquanto os locais com classificação “Moderado” predominaram nas áreas agrícolas. Locais com índice de saúde “Ruim” e “Muito ruim” estavam relacionados a áreas urbanas (Figura 4A).

Em relação ao IAE, 12 locais apresentaram condições melhores do que o necessário para sua classe de uso, 19 apresentaram condição compatível com a classe de uso, 17 foram moderadamente compatíveis, um pouco compatível e um incompatível (Figura 4B).

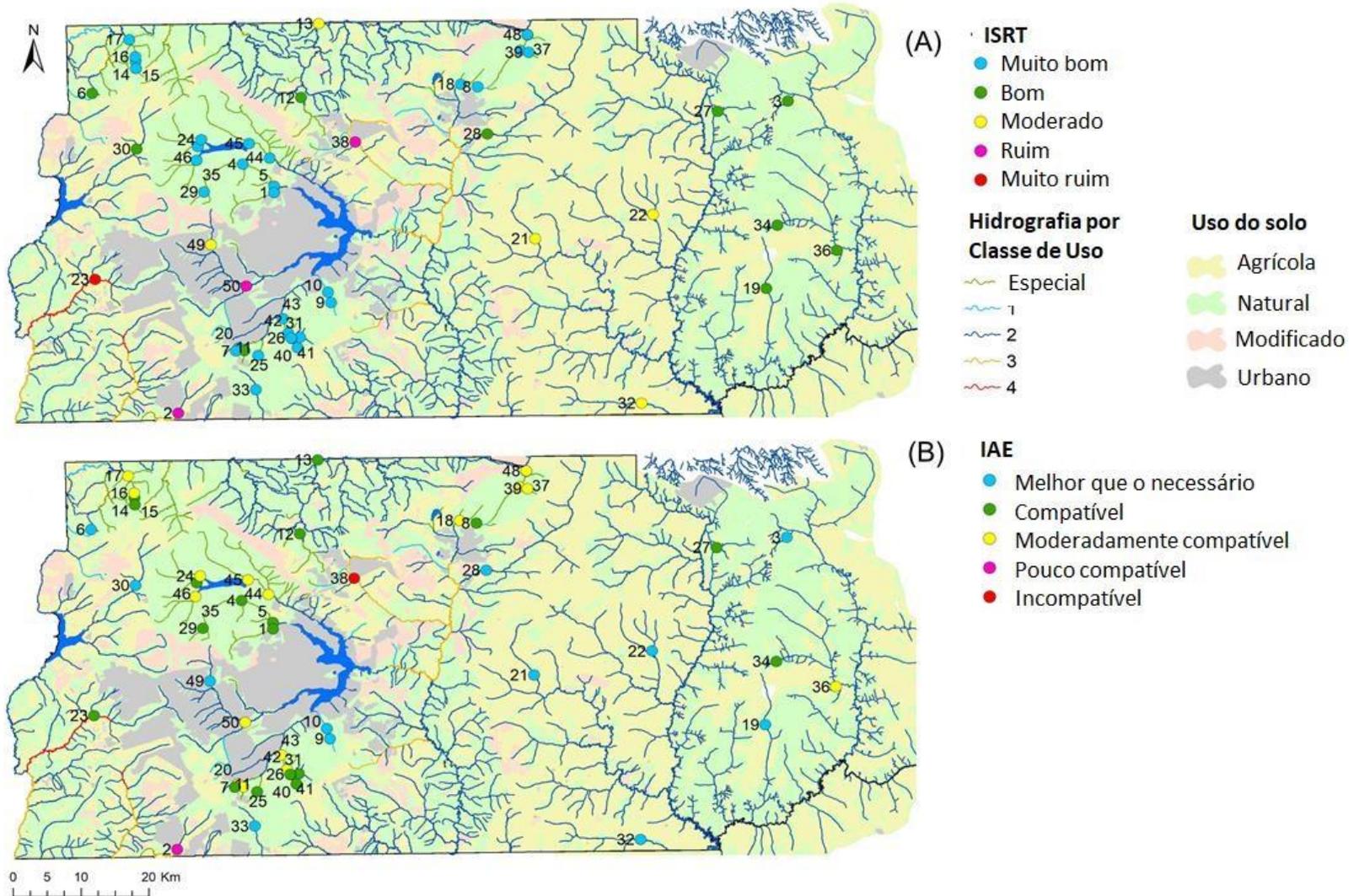
Figura 3 - Grau de Harmonia (GH) ponderado de cada indicador e o Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT, ponto preto)



Fonte: Os autores

Nota: Os indicadores são agrupados por camada (pressão, condição, resposta).

Figura 4 - Distribuição espacial em relação ao Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) e Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE)



Fonte: Os autores

Nota: Valores ISRT e IAE para cada local pode ser encontrado no Apêndice.

3.3. Sistema de suporte a decisões

Nossa proposta de sistema foi construída sobre os conceitos básicos das abordagens P-C-R (pressão/condição/resposta) e Grau de Harmonia (GH). O fluxo de atividades envolveu etapas desde a coleta/seleção de dados até ações de gerenciamento para os diferentes valores de ISRT e IAE (Figura 5).

O sistema previu a interação entre os dois índices principais e vetores de *feedback*, uma vez que as decisões de gerenciamento devem impactar os novos perfis de pressão/condição/resposta.

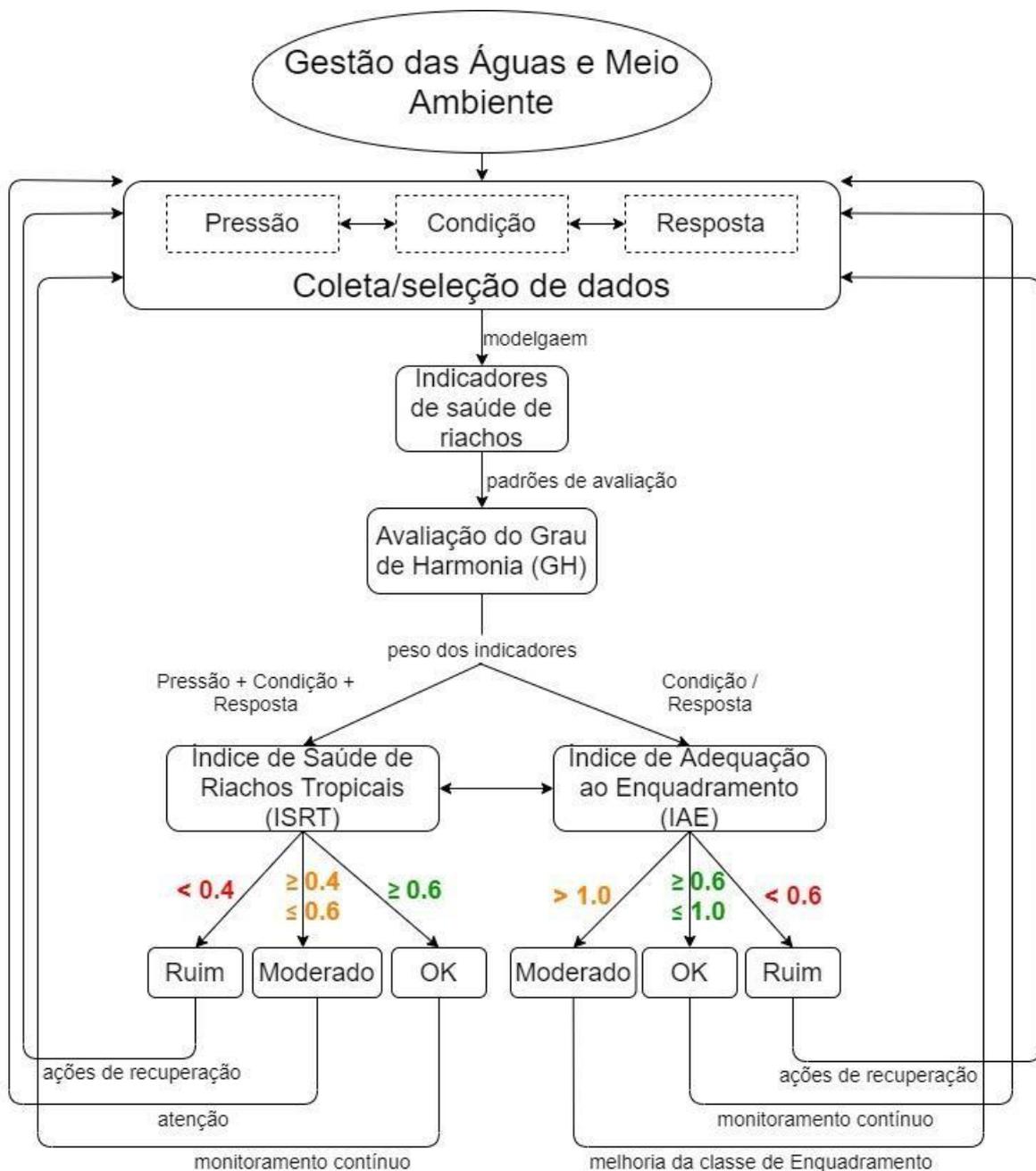
Propusemos ações de gestão específicas para cada combinação ISRT x IAE (Tabela 4). O resultado mais comum (31 locais de amostra) sugeriu monitoramento contínuo, uma vez que o estado de saúde era igual ou superior a "Bom" (ISRT > 0,6) e as condições eram pelo menos moderadamente compatíveis com a classe de uso, mas não melhores do que o esperado ($0,6 < \text{IAE} \leq 1$).

Em 12 locais, o IAE apresentou o status MN ("Melhor do que o necessário para a classe"). Nesses casos, diferentes estratégias foram sugeridas para cada ISRT correspondente. Se o ISRT fosse "Muito Bom" ou "Bom" a recomendação seria melhorar a classe de uso que foi adotada, a menos que a classe atual já seja a Especial. No caso de ISRT igual a "Moderado", são necessárias ações para melhorar as condições de saúde do riacho, embora seja adequado aos usos a que se destina de acordo com a classificação atual.

Três locais apresentaram ISRT "Ruim" e IAE moderadamente compatível, pouco compatível ou incompatível. Embora nosso referencial sugerisse atenção para IAE moderadamente compatível, a saúde ruim induz a recomendação de fortes ações de recuperação nos três locais, são eles os ribeirões Sobradinho (Cód 38), Alagado (Cód 2) e Vicente Pires (Cód 50).

Em dois locais, o estado de saúde foi "Bom", mas o IAE mostrou-se moderadamente ou pouco compatível. Nestes casos, sugerimos alguma atenção e medidas de recuperação.

Figura 5 - Sistema para avaliação da saúde de riachos e adequação ao enquadramento para apoio da gestão de bacias hidrográficas



Fonte: Os autores

Por fim, o Ribeirão Melquior (Cód 23) apresentou situação crítica de saúde, mas condições compatíveis com sua classe de uso. Do ponto de vista da saúde do ecossistema, necessita de fortes ações de recuperação, mas em termos de atendimento à classe de uso está adequado, uma vez que não se destina a usos que exijam água de boa qualidade (Classe 4).

Tabela 4 - Combinações detectadas de Índice de Saúde de Riachos Tropicais (ISRT) e Índice de Adequação ao Enquadramento (IAE) nos locais de estudo, número de locais em cada situação, códigos dos locais e ações de gestão propostas

ISRT	IAE	Número de locais	Código dos locais	Ações de manejo propostas
Muito bom	MN	3	9, 10, 33	Alteração para classe de uso mais restritiva caso não seja especial
Muito bom	C	14	1, 4, 5, 7, 8, 11, 14, 15, 26, 29, 31, 40, 41, 46	Continuação do monitoramento
Muito bom	MC	14	16, 17, 18, 20, 24, 35, 37, 39, 42, 43, 44, 45, 47, 48	Continuação do monitoramento
Bom	MN	5	3, 6, 19, 28, 30	Alteração para classe de uso mais restritiva caso não seja especial
Bom	C	3	12, 27, 34	Continuação do monitoramento
Bom	MC	2	25, 36	Requer alguma atenção e ações mínimas de recuperação
Moderado	MN	4	21, 22, 32, 49	Necessita de ações de recuperação do ecossistema aquático, mas do ponto de vista da classe de uso está melhor do que o necessário
Moderado	C	1	13	Necessita de ações de recuperação do ecossistema aquático, mas do ponto de vista da classe de uso está compatível
Ruim	MC	1	50	Necessita de ações de recuperação
Ruim	PC	1	2	Necessita de fortes ações de recuperação
Ruim	NC	1	38	Necessita de muito fortes ações de recuperação
Muito ruim	C	1	23	Necessita muito fortes ações de recuperação, mas se encontra compatível com a classe de uso

Fonte: Os autores

Nota: MN = melhor do que o necessário para a classe, C = compatível com a classe, MC = moderadamente compatível com a classe, PC = pouco compatível com a classe, IC = incompatível com a classe.

4. DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que os corpos d'água da região de estudo encontravam-se, em geral, com boa saúde ecossistêmica. Os locais em situação ruim ou muito ruim localizavam-se em regiões urbanizadas, enquanto aqueles com status igual a “Moderado” ou igual/superior a “Bom” estavam, predominantemente, em áreas agrícolas e preservadas, respectivamente. Isso era esperado e não surpreende, uma vez que as pressões da urbanização são comprovadamente prejudiciais aos ambientes aquáticos e terrestres em todo o planeta (MURRAY *et al.*, 2019).

Além disso, coordenar as relações entre a urbanização e o meio ambiente é um problema complexo a ser resolvido (FANG *et al.*, 2017). A ocupação agrícola, embora em menor grau, também causa danos aos ecossistemas aquáticos, especialmente em pequenos riachos (SZÖCS *et al.*, 2017). Isso ocorre devido à remoção de vegetação natural da área de drenagem e da zona ripária ou devido às entradas difusas de poluentes químicos (por exemplo, fertilizantes e pesticidas; CLAPCOTT *et al.*, 2012; SZÖCS *et al.*, 2017).

O fato dos valores mais altos do ISRT terem sido associados a um equilíbrio na contribuição relativa das três camadas consideradas - pressão, condição, resposta - demonstra a coerência dessa abordagem. As condições de um ecossistema são o resultado das características naturais e das pressões que ele sofre. Isso, por sua vez, leva a ações e decisões de gestão humana que acabam corroborando a condição atual. O desequilíbrio das três camadas com valores ISRT mais baixos nos mostra problemas potenciais e permite direcionar soluções. A remoção da vegetação ripária e mudanças no uso do solo na bacia de drenagem podem levar a mudanças no ecossistema aquático (ALLAN, 2004).

Embora em termos de qualidade da água, biologia e hidrologia ainda existam boas condições, espera-se que em algum momento eles respondam às pressões. Tais mudanças podem levar um tempo até poderem ser mensuradas devido à resistência e resiliência dos ecossistemas (SARREMEJANE *et al.*, 2020). No entanto, está claro em alguns lugares que a alta pressão tem causado alterações em vários aspectos da sua condição. Portanto, o nível de intervenção deve ser ainda maior para restaurar o equilíbrio ambiental. Uma camada de resposta com baixa contribuição para o índice também pode ser interpretada como um alerta, pois se esperamos pouco de um determinado corpo d'água em termos de qualidade, pouco será feito para sua preservação. Isso pode levar, a longo prazo, ao aumento das pressões e à piora dos indicadores de condição.

Entre os indicadores de condição, o desvio das vazões naturais foi o indicador que apresentou menores valores de grau de harmonia. Isso indica uma pressão generalizada sobre os recursos hídricos da área de estudo e pode estar relacionado à crise hídrica registrada na região entre 2016 e 2017, com as vazões dos rios e a precipitação acumulada ainda se recuperando ao longo de 2018 (LIMA *et al.*, 2018). Mesmo locais preservados sofreram esse impacto, demonstrando claramente uma resposta a um fenômeno de escala regional. Em termos biológicos, indicadores específicos de diatomáceas, macroinvertebrados e biomassa algal apresentaram alta ou baixa contribuição dependendo de cada local. A diversidade de respostas para esses indicadores foi importante do ponto de vista ecológico, pois pode indicar a influência de diferentes agentes estressores, abrindo possibilidades para ações de recuperação direcionadas (CASTRO-CATALÀ *et al.*, 2020; WAITE *et al.*, 2019).

Nossa proposta incorporou indicadores relacionados a diferentes atributos de um ecossistema fluvial (hidrologia, qualidade da água, biologia) e foi capaz de indicar se as condições eram compatíveis com a classe, não em termos de usos pretendidos, mas em termos de status de qualidade ambiental. A maioria dos locais de estudo apresentou condições pelo menos moderadamente compatíveis com a classe de uso e, em alguns casos, até melhores do que o exigido pela classe, o que indica uma tendência de classificar os rios de acordo com seus usos e qualidade da água atuais, sem prospecção de melhoria ou de metas mais ousadas.

A maioria dos países e regiões do mundo adota a prática de ter como meta de estado de saúde dos corpos hídricos o mais semelhante possível aos locais de referência (p.ex., Diretiva Quadro da Água Europeia, Programa de Monitoramento de Saúde Ambiental de Água Doce - Queensland, Austrália), ou seja, locais preservados (MARSHALL e NEGUS, 2018). Do ponto de vista ambiental, essa prática faz mais sentido, pois, mesmo que as condições atuais não sejam as melhores, o objetivo é sempre se aproximar da integridade ecológica.

Resultados que indicam “melhores condições do que o necessário para a classe” podem ser entendidos como uma “permissão” ao impacto, pois mesmo que sua qualidade se deteriore, o corpo d'água ainda estará adequado para sua classe e nenhuma medida de preservação precisaria ser aplicada. Condições que são compatíveis ou moderadamente compatíveis com a classe podem indicar que rios que deveriam ter boas condições os têm, mas os rios que podem estar em más condições também os têm, como é o caso do Ribeirão Melquior.

Neste último caso, os requisitos de baixa qualidade podem ser entendidos como a “aceitação” do impacto. Este tipo de estratégia governamental afasta a gestão atual dos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), como a manutenção de ecossistemas saudáveis e produtivos e a sustentabilidade da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos por meio de uma melhor gestão, avaliação, medição, conservação e restauração (GRIGGS *et al.*, 2013).

Apenas dois locais (ribeirões Alagado e Sobradinho) apresentaram condições inferiores (“pouco compatível” e “incompatível”) às suas respectivas classes. Ambos estão localizados a jusante de pontos de lançamento de esgoto tratado (CAESB, 2021) e estão inseridos em áreas urbanas.

Embora para esses corpos hídricos tenha sido definida a Classe 3, que requer baixa exigência de qualidade de água, as condições ambientais são ainda piores. Atualmente, a avaliação da adequação ao enquadramento na região de estudo é baseada em apenas alguns parâmetros físicos, químicos e microbiológicos (ADASA, 2021).

De acordo com essa abordagem atual, os dois rios apresentaram resultados “adequados” e “de acordo com” a classe de uso em 2018 (ADASA, 2021), mesmo ano em que realizamos o trabalho de campo deste estudo. A instabilidade das variáveis de qualidade da água e a resposta restrita a apenas alguns estressores podem levar a interpretações errôneas do ponto de vista ambiental (GATTI, 2016).

A inclusão de indicadores biológicos e hidrológicos na avaliação da adequação à classe de uso permitiu melhor visualização das condições do rio (SADAT *et al.*, 2020) quanto às suas classes, embora a classificação por classes de uso seja, por si só, uma ferramenta desatualizada.

A combinação dos índices (ISRT e IAE) possibilitou visualizar os riachos do Distrito Federal e entorno sob dois aspectos distintos: saúde e adequação à classe de uso. O

primeiro considera uma abordagem abrangente e se preocupa com as questões ambientais atuais e futuras, o segundo é restrito aos usos preponderantes e tem um viés antropocêntrico. Os limiares e ações propostas no sistema tendem a ampliar a visão e auxiliar os gestores na tomada de decisões. Permite verificar que embora as condições de um riacho sejam adequadas do ponto de vista da legislação em vigor, a situação real em termos ambientais não é boa.

Os resultados deste estudo permitem uma reflexão sobre a real intenção de classificar os rios de acordo com os usos preponderantes. As condições adotadas para cada classe seriam suficientes para garantir os usos que lhes são atribuídos? Rios com condições compatíveis com a Classe 4 seriam úteis para navegação e composição paisagística, por exemplo? Um dos grandes efeitos do desmatamento e da urbanização é o assoreamento (FRANZ *et al.*, 2014) que leva à redução da coluna d'água e pode causar problemas de navegação. Além disso, os rios da região de estudo sequer são navegáveis, o que nem faria sentido incluir esse uso.

Para a composição da paisagem, espera-se um rio com mau cheiro, águas turvas de sedimentos e sem vida? Em que medida os usos definidos para cada classe não mascaram apenas o real propósito do Enquadramento que seria aceitar corpos hídricos com baixa qualidade de água e que, portanto, não precisam ser protegidos/recuperados? A abordagem atual é distorcida, pois sabe-se que um rio saudável oferece benefícios muito além dos descritos na tabela de usos prioritários, e um rio insalubre tem muito mais restrições de uso do que as consideradas. Os ecossistemas fornecem quatro tipos de serviço: abastecimento (p.ex., comida), regulação (p.ex., regulação da qualidade da água), cultural (p.ex., recreação) e suporte (p.ex., ciclagem de nutrientes) (REID *et al.*, 2005).

Esses serviços ecossistêmicos são gerados a partir de inúmeras interações (HARRISON *et al.*, 2014) e espera-se que a biodiversidade tenha efeitos diretos e/ou indiretos sobre eles (TEIXEIRA *et al.*, 2019). Além da lacuna ecológica do Enquadramento de corpos d'água por classe de uso, este também traz grandes dificuldades de implementação. Algumas dessas questões estão relacionadas à falta de dados, número reduzido de pontos de monitoramento, diversidade da legislação entre os estados, diferenças na detecção de fontes poluentes e falta de articulação institucional do nível local ao nacional (SOUZA e PIZELLA, 2020). Assim, o atual Enquadramento dos corpos d'água no Brasil, além de não contribuir para um ecossistema aquático saudável, ainda é dificilmente aplicável, mensurável e comparável.

Em termos de funcionalidade, a vantagem do sistema proposto é a sua matemática rígida, mas sua flexibilidade em relação a indicadores e limiares. Isso admite que a metodologia seja adaptada a diferentes realidades, permitindo uma ampla difusão de seu uso e ao mesmo tempo comparabilidade entre os resultados.

Em um país com características ambientais, sociais e políticas tão diferentes (VEIGA & MAGRINI, 2013), essa flexibilidade e facilidade de comunicação dos resultados (garantida por escalas de cores e faixas de valores) são essenciais para que o modelo seja aplicado em larga escala (FLINT *et al.*, 2017). Ao mesmo tempo, a composição dos indicadores permite uma avaliação criteriosa dos gestores em relação aos problemas que devem ser enfrentados. Atender as expectativas das diversas partes interessadas, em uma abordagem cooperativa, baseada em evidências científicas e na comunicação eficaz é parte fundamental para o sucesso de um sistema de gestão de recursos hídricos (BUNN *et al.*, 2010).

O Brasil tem um papel de destaque internacional em termos de biodiversidade e recursos hídricos (AGOSTINHO *et al.*, 2005) e, além disso, possui muitos estudos sobre bioindicadores de água doce e limiares de pressão ambiental em seus vários biomas (p.ex.,

BRITO *et al.*, 2020; DALA-CORTE *et al.*, 2020; FIRMIANO *et al.*, 2017; LIGEIRO *et al.*, 2013). No entanto, a restauração de ecossistemas de água doce mal foi discutida no país e ainda é um tema em grande parte restrito à comunidade acadêmica.

Por isso as autoridades brasileiras precisam repensar as oportunidades de despoluição, seguindo tendências de vários outros países (AZEVEDO-SANTOS *et al.*, 2021). O sistema proposto é uma ferramenta valiosa para realizar uma autoavaliação do modelo atual adotado, identificando suas discrepâncias em relação a uma abordagem comprometida com a sustentabilidade ambiental. O Brasil, tem todo o potencial para liderança em modelos de gestão sustentável de ambientes aquáticos e este trabalho apresentou mais uma ferramenta para viabilizar essa empreitada. O Distrito Federal, local de desenvolvimento deste estudo, tem ainda a vantagem das reduzidas dimensões territoriais, o que torna mais viável a continuidade do monitoramento proposto, servido de modelo para as demais unidades da Federação.

5. CONCLUSÕES

A avaliação da saúde de riachos é uma ferramenta de gestão útil para restaurar o estado de integridade ecológica de ecossistemas fluviais, proteger suas funções ecológicas e sociais e criar um ambiente no qual as pessoas estejam em harmonia com a natureza (ZHAO *et al.*, 2019).

O Índice de Saúde Riachos Tropicais (ISRT) desenvolvido com os princípios da pressão-condição-resposta e do grau de harmonia conseguiu refletir o estado ecológico dos riachos e identificar com mais precisão seus problemas. Este índice abrangente, mas ao mesmo tempo segmentado em vários indicadores, permite ações voltadas à manutenção da biodiversidade e ao equilíbrio das funções ecológicas. Embora tenhamos simplificado os indicadores consideravelmente quando comparados a outros estudos (SINGH e SAXENA, 2018), eles foram suficientes para traçar uma visão geral do estado de saúde dos riachos da região.

A simplicidade de determinar e comunicar os resultados de um índice de saúde torna sua implementação eficaz e acessível aos gestores e outras partes interessadas envolvidas (FLINT *et al.*, 2017). A proposta de avaliar a adequação às classes de uso considerando as condições ecológicas do corpo d'água, trouxe uma melhoria em relação ao modelo atual (baseado apenas em alguns parâmetros físicos, químicos e microbiológicos). A adequação da maioria dos locais de estudo demonstra a tendência de classificar os riachos em classes de acordo com suas condições atuais, embora em dois casos o estado de saúde precário e a distância da classe de uso fossem evidentes. A aceitabilidade das más condições do ecossistema de água doce não é compatível com o desenvolvimento sustentável, portanto, é uma ferramenta de gestão que deve ser revista.

O enquadramento proposto permitiu colocar as duas abordagens lado a lado, permitindo ao gestor ter consciência de que um rio adequado aos seus melhores usos exigidos (classe de uso) nem sempre representa uma boa condição ecológica. No longo prazo, sugere-se que a abordagem atual focada nas classes por melhores usos exigidos seja deslocada para uma abordagem holística da saúde do rio, com o objetivo principal de atingir ambientes o mais próximo possível de suas condições naturais - ou com bom estado ecológico (MAES *et al.*, 2020).

Recomenda-se também que quaisquer metodologias, inclusive esta, sejam continuamente revisadas e aprimoradas, como tem sido feito até mesmo em países onde já existe uma avaliação consolidada da integridade ecológica dos riachos, como é o caso da Austrália (CHESSMAN, 2021).

Por fim, este estudo estabelece as bases matemáticas, conceituais e de gerenciamento para uma perspectiva de discussão entre os gestores públicos, organizações sociais e câmara legislativa para reformulação das legislações distritais referente a recursos hídricos conciliando com outros instrumentos de gestão territorial tal como o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADASA, 2021. Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. **Sistema de informações sobre Recursos Hídricos - DF**. Disponível em: www.adasa.df.gov.br.
- AGOSTINHO AA, Thomaz SM, Gomes LC., 2005. **Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters**. Conservation Biology 19:646-652. DOI: 10.1111/j.15231739.2005.00701.x.
- ALLAN, J.D., 2004. **Landscapes and riverscapes**: The influence of land use on stream ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35, 257-284. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.
- ANDERSON, E.P., Jackson, S., Tharme, R.E., *et al.*, **Understanding rivers and their social relations**: A critical step to advance environmental water management. WIREs Water. 2019; 6:e1381. DOI: 10.1002/wat2.1381.
- ASIF, N., Malik, M., Chaudhry, F., 2018. **A Review of on Environmental Pollution Bioindicators**. Pollution 4, 111-118. DOI: 10.22059/poll.2017.237440.296.
- BOULTON, A.J., 1999. **An overview of river health assessment**: Philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater. Biology 41, 469-479. DOI: 10.1046/j.13652427.1999.00443.x.
- BRASIL, Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**.
- BRAZIL. Ministry of the Environment. Secretariat for Biodiversity and Forests. Directorate for Biodiversity Conservation. National Biological Diversity Strategy Project. **Evaluation of the state of knowledge on biological diversity in Brazil**: executive summary/National Biological Diversity Strategy Project. Brasília: MMA, 2003.
- BRITO, J.G., Roque, F.O., Martins, R.T., *et al.*, 2020. **Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon**. Biological Conservation 241, 108263. DOI: 10.1016/j.biocon.2019.108263.
- BUNN, S.E., Abal, E.G., Smith, M.J., Choy, S.C., Fellows, C.S., Harch, B.D., Kennard, M.J., Sheldon, F., 2010. **Integration of science and monitoring of river ecosystem health to guide investments in catchment protection and rehabilitation**. Freshwater. Biology 55, 223-240. DOI: 10.1111/j.13652427.2009.02375.x.
- BUSS, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L., 2003. **Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios**. Cad. Saúde Pública 19, 465-473. DOI: 10.1590/s0102311x2003000200013.
- CAMPOS, C.A., Kennard, M.J., Gonçalves Júnior, J.F., 2021a. **Diatom and Macroinvertebrate assemblages to inform management of Brazilian savanna's watersheds**. Ecological Indicators 128, 107834. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107834.

CASTRO-CATALÀ, N. de, Dolédec, S., Kalogianni, E., *et al.*, 2020. **Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches**. *Science of the Total Environment* 742. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140543.

CETESB (São Paulo). **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo** [recurso eletrônico] / CETESB ; Mônica Luisa Kuhlmann *et al.*, 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wpcontent/uploads/sites/12/2013/11/protocolo-biomonitoramento-2012.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2021.

CHAPMAN, P.M., 1992. **Ecosystem health synthesis: can we get there from here?**. *J Aquat Ecosyst Stress Recov* 1: 69-79. DOI: 10.1007/BF00044410.

CHESSMAN B.C. (2021) **What's wrong with the Australian River Assessment System (AUSRIVAS)?**. *Marine and Freshwater Research* 72, 1.110-1.117. DOI: 10.1071/MF20361.

CLAPCOTT, J.E., Collier, K.J., Death, R.G., 2012. **Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity**. *Freshwater Biology* 57, 74-90. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02696.x.

COUTO, C.A.C., 2021. 171 f. **Desenvolvimento de um *framework* para avaliação da integridade ecológica de riachos**. Tese de Doutorado - Universidade de Brasília, Brasília.

CROUZEILLES, R., Feltran-Barbieri, R., Ferreira, M.S., *et al.*, 2017. **Hard times for the Brazilian environment**. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 1.213. DOI: 10.1038/s41559-017-0303-7.

DALA-CORTE, R.B., Melo, A.S., Siqueira, T., *et al.*, 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region, **Journal of Applied Ecology**. DOI: 10.1111/13652664.13657.

FAIRWEATHER, P.G., 1999. **State of environment indicators of "river health": Exploring the metaphor**. *Freshwater Biology* 41, 211-220. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1999.00426.x.

FANG, C., Zhou, C., Gu, C., *et al.*, 2017. **A proposal for the theoretical analysis of the interactive coupled effects between urbanization and the eco-environment in mega-urban agglomerations**. *J. Geogr. Sci.* 27, 1.431-1.449. DOI: 10.1007/s11442-017-1445-x.

FERNANDES, G.W., Vale, M.M., Overbeck, G.E., *et al.*, 2017. **Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage**. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 239-243. DOI: 10.1016/j.pecon.2017.07.004.

FIRMIANO, K.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., *et al.*, 2017. **Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams**. *Ecological Indicators* 74, 276-284. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.11.033.

FLINT, N., Rolfe, J., Jones, C.E., *et al.*, 2017. **An Ecosystem Health Index for a large and variable river basin: Methodology, challenges and continuous improvement in Queensland's Fitzroy Basin**. *Ecological Indicators* 73, 626-636. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.10.007.

Franz, C., Makeschin, F., Weiß, H., *et al.*, 2014. **Sediments in urban river basins: Identification of sediment sources within the Lago Paranoá catchment, Brasilia DF, Brazil – using the fingerprint approach**. *Science of the Total Environment*, 466-467: 513-523.

GDF, Governo do Distrito Federal. **Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal**, 2012. Disponível em: http://www.adasa.df.gov.br/images/storage/programas/PIRHFinal/volume1diagnostico_Completo.rar. Acesso em: 6 jun. 2018.

GDF, Governo do Distrito Federal. **Resolução CRH nº 02**, de 17 de dezembro de 2014. Disponível em: <http://www.sema.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2017/09/Resolu%C3%A7%C3%A3o-CRH-n%C2%BA-02de-2014.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2018.

HARRISON, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., *et al.*, 2014. **Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services**: A systematic review. *Ecosyst. Serv.* 9, 191-203. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.05.006.

IBGE (2012) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>.

KARR, J.R., 1999. **Defining and measuring river health**. *Freshwater Biology* 41, 221-234.

KELLY, M.G., 1998. **Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers**. *Water Research*, 32, p. 236-242.

KO, N.T., Suter, P., Conallin, J., *et al.*, 2020. **The urgent need for river health biomonitoring tools for large tropical rivers in developing countries**: Preliminary development of a river health monitoring tool for Myanmar rivers. *Water (Switzerland)* 12, 1-15. DOI: 10.3390/w12051408.

LIGEIRO, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., *et al.*, 2013. **Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness**. *Ecological Indicators* 25, 45-57. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.09.004.

LIMA, J. E. F. W., Freitas, G. K., Pinto, M. A. T., Salles, P. S. B. A. **Gestão da Crise Hídrica 2016-2018 - Experiências do Distrito**. Brasília, DF: Adasa : Caesb : Seagri : Emater, DF, 2018. 328 p. ISBN: 978-85-53093-03-8.

LUO, Z., Zuo, Q., Shao, Q., 2018. **A new framework for assessing river ecosystem health with consideration of human service demand**. *Science of the Total Environment*. 640-641, 442-453. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.361.

MAES, J., Driver, A., Czúcz, B., *et al.*, 2020. **A review of ecosystem condition accounts**: Lessons learned and options for further development. *One Ecosyst.* 5, 1-19. DOI: 10.3897/oneeco.5.e53485.

MARSHALL, J.C., Negus, P.M., 2018. **Application of a multistressor risk framework to the monitoring, assessment, and diagnosis of river health, Multiple Stressors in River Ecosystems**: Status, Impacts and Prospects for the Future. Elsevier Inc. DOI: 10.1016/B978-0-12-811713-2.00015-7.

MURRAY, M.H., Sánchez, C.A., Becker, D.J., *et al.*, 2019. **City sicker? A meta-analysis of wildlife health and urbanization**. *Front. Ecol. Environ.* 17, 575-583. DOI: 10.1002/fee.2126.

OECD, 2003. **Environmental Indicators**. Development, Measurement and Use. Reference Paper, OECD, Paris.

PINTO, U., Maheshwari, B., 2014. **A framework for assessing river health in peri-urban landscapes**. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 14, 121-131. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2014.04.001.

- RAWER-JOST, C., Zenker, A., Böhmer, J., 2004. **Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrates fauna.** *Limnologica* 34, 390-397. DOI: 10.1016/S0075-9511(04)80008-2.
- REBOUÇAS AC (2006). **Água Doce no Mundo e no Brasil.** In: *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.* 1:1-35. 3ª Edição. ISBN 85-86303-41-0.
- REID, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., *et al.*, 2019. **Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity.** *Biol. Rev.* 94, 849-873. DOI: 10.1111/brv.12480.
- REYNOLDSON, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E., Rosenberg, D.M., 1997. **The Reference Condition: A Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates.** *J. North Am. Benthol. Soc.* 16, 833-852. DOI: 10.2307/1468175.
- SADAT, M.A., Guan, Y., Zhang, D., *et al.*, 2020. **The associations between river health and water resources management lead to the assessment of river state.** *Ecol. Indic.* 109, 105814. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105814.
- SARREMEJANE, R., England, J., Sefton, C.E.M., *et al.*, 2020. **Local and regional drivers influence how aquatic community diversity, resistance and resilience vary in response to drying.** *Oikos* 129, 1.877-1.890. DOI: 10.1111/oik.07645.
- SIMPSON, J.C. & Norris, R.H., 2000. **Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs.** In Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. & Furse, M.T. (eds.): *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques.* pp. 125-142.
- SINGH, P.K., Saxena, S., 2018. **Towards developing a river health index.** *Ecological Indicators.* 85, 999-1.011. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.11.059.
- SOUZA, V.A.A. de, Pizella, D.G., 2020. **O enquadramento das águas doces superficiais brasileiras em rios de domínio da união: desafios e perspectivas para a gestão da qualidade hídrica.** *Rev. Bras. Ciências Ambient.* 56, 1-15.
- STRASSBURG, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., *et al.*, 2017. **Moment of truth for the Cerrado hotspot.** *Nat. Ecol. Evol.* 1, 13-15. DOI: 10.1038/s41559-017-0099.
- SZÖCS, E., Brinke, M., Karaoglan, B., *et al.*, 2017. **Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams.** *Environ. Sci. Technol.* 51, 7.378-7.385. DOI: 10.1021/acs.est.7b00933.
- TEIXEIRA, H., Lillebø, A.I., Culhane, F., *et al.*, 2019. **Linking biodiversity to ecosystem services supply: Patterns across aquatic ecosystems.** *Sci. Total Environ.* 657, 517-534. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.440.
- USEPA. U.S. Environmental Protection Agency, 2016. **National Rivers and Streams Assessment 2008-2009: a Collaborative Survey.** Office of Water and Office of Research and Development, Washington, DC. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-03/documents/nrsa_0809_march_2_final.pdf.
- VEIGA, L.B. E., Magrini, A., 2013. **The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges.** *Water Resour. Manag.* 27, 2.287-2.302. DOI: 10.1007/s11269-013-0288-1.
- VOLLMER, D., Regan, H.M., Andelman, S.J., 2016. **Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators.** *Ambio* 45, 765-780. DOI: 10.1007/s13280-016-0792-7.

WAITE, I.R., Munn, M.D., Moran, P.W., *et al.*, 2019. **Effects of urban multi-stressors on three stream biotic assemblages**. *Sci. Total Environ.* 660, 1.472-1.485.
DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.240.

WANG, S., Zhang, Q., Yang, T., *et al.*, 2019. **River health assessment**: Proposing a comprehensive model based on physical habitat, chemical condition and biotic structure. *Ecol. Indic.* 103, 446-460. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.04.013.

WEN, Y., Schoups, G., Van De Giesen, N., 2017. **Organic pollution of rivers**: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Sci. Rep.* 7, 1-9.
DOI: 10.1038/srep43289.

WRIGHT J.F., 1995. **Development of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters**. *Australian Journal of Ecology* 20: 181-197. Disponível em:
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00531.x>.

ZHAO, Y.W., Zhou, L.Q., Dong, B.Q., *et al.*, 2019. **Health assessment for urban rivers based on the pressure, state and response framework**—A case study of the Shiwuli River. *Ecol. Indic.* 99, 324-331. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.12.023.

APÊNDICE

Apêndice A - Tabela A1 - Grau de harmonia (GH), ISRT e IAE de cada indicador/local

(Continua)

Local	Código	IUS	RIP_rem	V_dev	Cond	PO4	TDI	Eunotia	Inv_abund	EPT	Oli_Hir	Chl	Usos	ISRT	IAE
Acampamento	1	0,77	1,00	0,80	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,79	1,00	1,00	1	0,95	0,95
Alagado	2	0,47	0,00	1,00	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,53	0,00	0,4	0,29	0,55
Areia	3	0,84	0,37	0,82	0,48	0,68	1,00	0,54	0,65	0,89	1,00	1,00	0,6	0,66	1,31
Bananal (I)	4	1,00	1,00	0,74	0,84	0,83	1,00	0,56	1,00	0,60	1,00	1,00	1	0,95	0,84
Bananal (II)	5	1,00	1,00	0,80	0,87	1,00	1,00	0,35	0,86	0,57	1,00	1,00	1	0,94	0,83
Barreiro	6	0,68	0,62	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,43	1,00	1,00	0,6	0,69	1,37
Bonito	7	1,00	1,00	0,81	1,00	1,00	1,00	0,83	0,00	1,00	1,00	1,00	1	0,95	0,85
Brejinho	8	0,99	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,30	0,59	1,00	1,00	0,8	0,85	0,95
Cabeça de Veado (I)	9	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,72	1,00	1,00	0,8	0,92	1,21
Cabeça de Veado (II)	10	1,00	1,00	0,92	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,8	0,93	1,24
Capetinga	11	1,00	1,00	0,00	1,00	0,89	1,00	1,00	0,48	0,86	1,00	1,00	0,8	0,87	1,00
Contagem (I)	12	0,63	0,88	0,72	0,29	1,00	0,32	0,00	0,00	0,31	1,00	1,00	0,6	0,62	0,85
Contagem (II)	13	0,84	0,36	0,09	0,00	1,00	0,94	0,00	0,48	0,75	1,00	0,80	0,6	0,59	0,93
Dois Irmãos (I)	14	1,00	1,00	0,89	1,00	1,00	1,00	0,68	1,00	0,62	1,00	1,00	1	0,97	0,91
Dois Irmãos (II)	15	1,00	1,00	0,98	1,00	1,00	1,00	0,87	1,00	0,45	1,00	1,00	1	0,97	0,92
Dois Irmãos (III)	16	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,15	0,93	0,04	1,00	1,00	1	0,93	0,79
Dois Irmãos (IV)	17	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,73	0,33	1,00	0,82	1	0,88	0,65
Fumal	18	0,82	1,00	0,83	0,63	0,76	1,00	0,89	0,21	0,54	1,00	1,00	1	0,89	0,76
Fundo	19	0,62	0,85	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,24	1,00	1,00	0,6	0,68	1,15
Gama	20	0,60	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,38	0,70	1,00	1,00	1	0,86	0,78
Jardim	21	0,36	0,00	0,81	1,00	1,00	1,00	0,58	0,48	0,73	1,00	1,00	0,6	0,54	1,40
Lagoinha	23	0,44	0,00	0,82	1,00	1,00	1,00	0,71	0,66	0,70	1,00	1,00	0,6	0,57	1,46
Melquior	24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,99	0,43	0,2	0,13	0,92
Milho Cozido	25	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,38	1,00	0,78	1,00	1,00	1	0,93	0,79
Onça (FAL)	26	0,10	1,00	0,80	1,00	1,00	1,00	0,23	0,60	0,31	1,00	0,94	1	0,77	0,76
Onça (IBGE)	27	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1	1,00	1,00
Pindaíba	28	1,00	1,00	0,00	0,18	1,00	1,00	0,00	1,00	0,01	1,00	1,00	0,6	0,73	0,96
Pipiripau	29	0,36	0,41	0,78	1,00	1,00	1,00	0,90	0,69	0,52	0,88	1,00	0,6	0,62	1,43
Poco D'água	30	1,00	1,00	0,36	1,00	1,00	1,00	0,99	0,58	0,60	1,00	1,00	1	0,95	0,83

Apêndice A - Tabela A1 - Grau de harmonia (GH), ISRT e IAE de cada indicador/local Principais decretos utilizados

(Conclusão)

Local	Código	IUS	RIP_rem	V_dev	Cond	PO4	TDI	Eunotia	Inv_abund	EPT	Oli_Hir	Chl	Usos	ISRT	IAE
Rodeador	32	0,70	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,71	0,85	1,00	1,00	0,6	0,63	1,58
Roncador	33	1,00	1,00	0,75	1,00	1,00	1,00	0,67	0,70	0,54	1,00	1,00	1	0,95	0,85
São Bernardo	34	0,37	0,00	0,19	1,00	1,00	1,00	0,99	1,00	0,01	1,00	1,00	0,6	0,53	1,33
Saia Velha	35	0,83	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,97	0,68	1,00	1,00	0,6	0,83	1,60
Salobra	36	0,98	1,00	0,19	0,09	1,00	1,00	0,00	1,00	0,01	1,00	1,00	0,6	0,73	0,98
Santa Maria	37	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	0,09	1,00	1,00	1	0,91	0,73
Santo Inácio	38	0,85	0,69	0,00	0,08	1,00	0,84	0,22	0,89	0,00	0,00	1,00	0,6	0,61	0,74
Serrinha	39	1,00	1,00	0,12	1,00	0,83	1,00	1,00	0,34	0,09	1,00	1,00	1	0,90	0,71
Sobradinho	40	0,58	0,64	0,92	0,08	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,4	0,38	0,28
Tabatinga	41	0,99	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,00	0,00	1,00	1,00	1	0,89	0,66
Taquara (I)	42	1,00	1,00	0,93	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	0,73	1,00	1	0,97	0,90
Taquara (II)	43	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,91	1,00	0,55	1,00	1,00	1	0,94	0,83
Taquara (III)	44	1,00	1,00	0,35	1,00	1,00	1,00	0,99	0,61	0,32	1,00	1,00	1	0,94	0,80
Taquara (IV)	45	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	0,84	0,54	0,41	1,00	1,00	1	0,92	0,75
Torto	46	1,00	1,00	0,90	1,00	0,86	1,00	1,00	0,32	0,00	1,00	1,00	1	0,93	0,78
Três Barras	47	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,77	0,00	0,25	1,00	1,00	1	0,93	0,78
Vargem Grande	48	1,00	1,00	0,25	1,00	0,83	1,00	1,00	1,00	0,52	1,00	1,00	1	0,95	0,84
Vereda Grande (I)	49	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,32	0,00	1,00	1,00	1	0,90	0,70
Vereda Grande (II)	50	1,00	1,00	0,00	1,00	0,84	1,00	1,00	0,90	0,31	1,00	1,00	1	0,93	0,78
Vicente Pires (I)	51	0,46	0,00	1,00	0,74	0,28	1,00	0,93	0,89	0,00	1,00	1,00	0,6	0,53	1,26
Vicente Pires (II)	52	0,00	0,00	1,00	0,10	0,00	0,00	0,00	1,00	0,08	0,85	1,00	0,6	0,35	0,74

Fonte: Os autores

Comitê Editorial

JEANSLEY LIMA
Presidente

SÔNIA GONTIJO CHAGAS GONZAGA
Diretora Administrativa e Financeira

RENATA FLORENTINO DE FARIA SANTOS
Diretora de Estudos Urbanos e Ambientais

DAIENNE AMARAL MACHADO
Diretora de Estudos e Políticas Sociais

CLARISSA JAHNS SCHLABITZ
Diretora de Estudos e Pesquisas
Socioeconômicas

Alexandre Silva dos Santos
Gerente de Demografia, Estatística
e Geoinformação

Cecília de Faria Sampaio
Gerente de Estudos Urbanos

Cleyton dos Santos
Gerente de Apoio Administrativo

Gabriel Pimenta Gadêa
Gerente de Gestão e Desenvolvimento
de Pessoas

Gustavo Saraiva Frio
Gerente de Estudos e Análises
de Promoção Social

Jéssica Filardi Milker Figueiredo
Gerente de Contas e Estudos Setoriais

Júlia Modesto Pinheiro Dias Pereira
Gerente de Estudos e Análises
de Proteção Social

Jusçanio Umbelino de Souza
Gerente de Pesquisas Socioeconômicas

Kássia Batista de Castro
Gerente de Estudos Ambientais

Marcelo Borges de Andrade
Gerente de Tecnologia da Informação

Martinho Bezerra de Paiva
Gerente de Administração Financeira

Rafael Richter Oliveira da Silva
Gerente de Estudos Regional e Metropolitano

Tatiana Sandim
Gerente de Estudos e Análises Transversais

Renata Nogueira Fernandes
Chefe da Assessoria de Comunicação

Revisão e copidesque

Kaszenlem Wictorya de Souza Rocha

Editoração Eletrônica

Maurício Suda

**Companhia de Planejamento
do Distrito Federal - Codeplan**

Setor de Administração Municipal
SAM, Bloco H, Setores Complementares
Ed. Sede Codeplan
CEP: 70620-080 - Brasília-DF
Fone: (0xx61) 3342-2222
www.codeplan.df.gov.br
codeplan@codeplan.df.gov.br



**Secretaria de
Economia do
Distrito Federal**

