



RAFAEL TADEU MALAVASI DE OLIVEIRA

**POTENCIAIS ESPÉCIES DE PEIXES INDICADORAS DE
QUALIDADE AMBIENTAL EM RIACHOS AFLUENTES DO
RESERVATÓRIO DE TRÊS MARIAS – MG**

LAVRAS – MG

2022

RAFAEL TADEU MALAVASI DE OLIVEIRA

**POTENCIAIS ESPÉCIES DE PEIXES INDICADORAS DE QUALIDADE
AMBIENTAL, EM RIACHOS AFLUENTES DO RESERVATÓRIO DE TRÊS
MARIAS – MG**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Ciências Biológicas, para obtenção do título de Bacharel.

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Orientador

LAVRAS – MG

2022

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Oliveira, Rafael Tadeu Malavasi de.

Potenciais espécies de peixes indicadoras de qualidade
ambiental em riachos afluentes do reservatório de Três Marias -
MG / Rafael Tadeu Malavasi de Oliveira. - 2022.

24 p. : il.

Orientador(a): Paulo dos Santos Pompeu.

TCC (graduação) - Universidade Federal de Lavras, 2022.
Bibliografia.

1. Espécies Indicadoras. 2. Peixes. 3. Riachos. I. Pompeu,
Paulo dos Santos. II. Título.

**O conteúdo desta obra é de responsabilidade do(a) autor(a)
e de seu orientador(a).**

RAFAEL TADEU MALAVASI DE OLIVEIRA

**POTENCIAIS ESPÉCIES DE PEIXES INDICADORAS DE QUALIDADE
AMBIENTAL EM RIACHOS AFLUENTES DO RESERVATÓRIO DE TRÊS
MARIAS – MG**

**POTENTIAL FISH SPECIES INDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY IN
TRIBUTARY STREAMS OF THE TRÊS MARAIAS RESERVOIR, MINAS GERAIS**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Ciências Biológicas, para obtenção do título de Bacharel.

APROVADA em 16 de setembro de 2022

Dr. Débora Reis de Carvalho, UFLA

M. a Marina Ferreira Moreira, UFLA

M. e Ivo Gavião Prado, UFLA

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Orientador

LAVRAS – MG

2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente eu agradeço aos meus pais, Jadiel e Thelma, por sempre acreditarem no meu potencial, me apoiarem por toda essa jornada, fazendo de tudo para me ajudar e guiar, por todo seu amor e preocupação. À minha irmã Ana, que mesmo distante, sempre fez questão de me ajudar no que fosse possível. Aos meus gatos Raju e Pitica, por me mostrarem que o amor pode vir de diversas formas para esse mundo.

À minha melhor amiga Anna, por sempre estar presente quando eu mais precisava, talvez não existam palavras para definir essa nossa amizade de uma década, então cito parte de uma música “You’re my wonderwall “

À minha amiga Julia, por compartilhar dessa jornada que começamos juntos, cheia de subidas e descidas, dias chuvosos e ensolarados, foi intenso e divertido.

Aos meus amigos Paulo, Faiô, Vitor Gabriel, Vitor Hugo, Pedro e Thays eu nunca vou me esquecer dos momentos que compartilhamos, obrigado por tornarem essa experiência tão divertida e por todo apoio que me deram.

A todos da Atlético Selvagem, por me ajudarem a reviver minha paixão pelos esportes, por me ajudar a desenvolver minhas habilidades sociais, pelos momentos que compartilhamos e as risadas que demos.

Ao meu orientador Paulo Pompeu, pelo apoio, paciência e disposição, sempre prestativo e disposto a me auxiliar o mais rápido que podia, este trabalho não seria possível sem você.

À Universidade Federal de Lavras por proporcionar esta oportunidade de conhecer tantas pessoas, tantas possibilidades e tanto conhecimento.

E a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para meu crescimento profissional e principalmente pessoal.

Muito Obrigado!

RESUMO

Espécies bioindicadoras podem ser determinantes em tomadas de decisão com relação a preservação de ambientes preservados e impactados por diversos tipos de atividades humanas, de acordo com sua abundância é possível inferir a sobre a integridade do ecossistema estudado. São igualmente importantes métricas para construção de Índices de Integridade Biótica, ferramenta utilizada para avaliar o nível de degradação de ambientes a partir de organismos ali encontrados. Portanto, o objetivo deste trabalho foi determinar potenciais espécies indicadoras da qualidade do ambiental de riachos afluentes do reservatório de Três Marias, Minas Gerais. Para isso foram coletados peixes em 38 riachos, onde também foram avaliados aspectos físico-químicos da água, como imersão, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez. As variáveis ambientais relacionadas a qualidade da água escolhidas foram imersão, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez. As relações destas variáveis com os potenciais espécies bioindicadoras foram determinadas utilizando a metodologia de análise estatística TITAN a partir dos valores de espécies indicadoras (Indicator species analysis, – IndVal). Apenas as espécies que apresentaram duas ou mais relações significativas, características de ambientes preservados ou degradados, foram classificadas como potenciais indicadoras de qualidade. Vinte espécies foram analisadas, onze apresentaram pelo menos uma relação significativa, contudo, apenas quatro apresentaram duas ou mais. Foram consideradas potenciais indicadoras de qualidade ruim do ambiente as espécies *Astyanax lacustris* e *Characidium zebra*, ambas com três relações significativas com as variáveis analisadas, enquanto *Harttia* sp. e *Trichomycterus brasiliensis* foram classificadas como potenciais indicadoras de boa qualidade ambiental, com duas relações cada.

Palavras-chave: Espécies bioindicadoras, Qualidade da água, Variáveis físico-químicas, Variáveis físicas.

ABSTRACT

Bioindicator species can be critical in decision making regarding the preservation of environments impacted by different types of human activities, according to their abundance it is possible to infer about the integrity of the studied ecosystem. They are equally important metrics for the development of Indexes of Biological Integrity, an assessment method to evaluate the level of degradation of environments making use of animal communities that inhabit them. Fish species were collected in 38 tributary streams of the Três Marias reservoir, in order to determine potential indicator species, based on their abundance in relation to the physical and physicochemical variables of the water in their habitat. The environmental variables related to water quality chosen were immersion, dissolved oxygen, temperature and turbidity. The relation of these variables with the potential bioindicator species were determined by using the statistical method TITAN, using values of indicator species (Indicator species analysis - IndVal). Only the species that presented two or more significant associations with features related to preserved or degraded environments were classified as potential indicators of quality. Twenty species were analyzed, eleven showed at least one significant relation, however, only four presented two or more. *Astyanax lacustris* and *Characidium zebra* were considered potential indicators of poor environmental quality, both with three significant associations, while *Harttia* sp. and *Trichomycterus brasiliensis* were classified as potential indicators of good environmental quality, with two each.

Keywords: Bioindicator species, Water Quality, Physical variables, Physicochemical variables

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	8
2	MATERIAL E MÉTODOS	10
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	10
2.2	COLETA DE DADOS	11
2.3	ANÁLISE DE DADOS	12
3	RESULTADOS	13
4	DISCUSSÃO.....	20
5	CONCLUSÃO.....	21
	REFERÊNCIAS	22

1 INTRODUÇÃO

A ação humana sobre o meio ambiente vem aumentando com o passar dos anos, decorrente do uso extensivo dos recursos naturais. Os ambientes aquáticos, em especial, sofrem da extensiva utilização do solo para agricultura e outras atividades econômicas, resultando na contaminação por poluentes, mudanças na hidrografia da bacia por conta de barragens e mudanças no uso do solo (KARR, DUDLEY, 1981). Essas perturbações resultam em modificações dos parâmetros físicos e físico-químicos originais dos corpos d'água (SMITH et al, 1997), que podem ser avaliados para determinar as condições do ambiente.

Algumas das ferramentas utilizadas para determinar a qualidade dos ambientes aquáticos são medições de temperatura, pH, condutividade, turbidez (BUSS et al., 2003). Além destas características, os fatores estruturais físicos também são igualmente importantes, pois exercem grande influência na composição das comunidades de peixes e outros grupos biológicos (FERREIRA, CASATTI, 2006). Outra ferramenta de avaliação foi proposta por Karr (1981, p. 23), o IBI (índice de integridade biótica). Este pretende avaliar o estado de degradação de riachos a partir de atributos presentes em comunidades de peixes.

Se faz necessária uma avaliação prévia das condições do ambiente, para se utilizar dos índices de integridade biótica de maneira efetiva, evitando interpretações errôneas dos dados coletados. É muito importante que existam critérios biológicos bem estabelecidos para região analisada e que eles sejam baseados em regiões de referência, locais com menor impacto humano possível (HUGHES, 1995). O IBI para comunidades de peixes já foi implementado diversas vezes em várias regiões espalhadas pelo mundo, alguns exemplos são na Europa (ANGERMEIER; DAVIDEANU, 2004), na Índia (GANASAN; HUGHES, 1998), na América do Norte (MILLER et al, 1988), América Central (LYONS et al., 1995), na Nova Zelândia (JOY; DEATH 2004).

No Brasil essa metodologia também foi aplicada em diversas bacias, como no Rio Paraíba do Sul (ARAÚJO; PINTO; TEIXEIRA, 2003), em riachos do sudeste (BOZZETTI; SCHULZ, 2004), no Rio Formoso e Córrego Bonito (TERRA, 2004), e Amazônia (CHEN et al., 2017). Esses trabalhos foram realizados em regiões menores, mas trabalhos com propostas de índices para biomas específicos também foram realizados. Destaca-se o produzido para o bioma do cerrado, que representa 20% do país e abrange áreas relevantes das bacias dos rios Paraná e São Francisco (CARVALHO et al, 2017)

No IBI originalmente proposto por Karr (1981), são utilizadas uma combinação de 12 métricas observadas em assembleias de peixes locais, número de espécies, presença de espécies intolerantes, proporção de onívoros, proporção de carnívoros e outras. para avaliar de maneira direta a integridade do ambiente (KARR et al, 1986). Porém, nem sempre é possível aplicar todas, devido muitas vezes a falta de dados sobre o ambiente analisado. Dependendo da região, não existem dados para servirem de parâmetro (ARAÚJO et al., 2003). Um dos principais gargalos é a ausência de conhecimento sobre espécies indicadoras, tolerantes ou intolerantes, baseados em seus atributos biológicos. A determinação de espécies bioindicadoras é de grande interesse dos pesquisadores (SCHULZ; MARTINS-JUNIOR, 2001), elas podem auxiliar nas tomadas decisão sobre preservação e são uma métrica extrema importância para construção de um IBI.

No índice milimétrico criado para o Cerrado foram utilizados seis métricas para avaliar a integridade dos ambientes aquáticos analisados. Uma delas foi a abundância de *Poecilia reticulata* (CARVALHO et al, 2017). Esta espécie não é nativa do Brasil e, devido às suas características biológicas, como alta capacidade reprodutiva, plasticidade alimentar e tolerância à baixa qualidade da água (KOCH et al., 2000; CUNICO et al., 2006; CARVALHO et al., 2019), faz com que ela seja tolerante a ambientes degradados.

O objetivo deste trabalho é determinar potenciais espécies que podem ser consideradas como indicadoras de qualidade, do ambiente, a partir da análise de características físicas e químicas de seu habitat, dos riachos pertencentes à bacia do alto São Francisco, Minas Gerais, afluentes do reservatório de Três Marias. Assim, pretendemos auxiliar na construção de futuros índices de integridade biótica, para essa região e outras localidades com características ecológicas semelhantes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Nessa seção apresentamos a metodologia utilizada para a determinação de possíveis espécies indicadoras de qualidade ambiental para riachos afluentes do reservatório de Três Marias, pertencentes à bacia do alto São Francisco.

2.1 Área de estudo

A bacia de drenagem do rio São Francisco abrange uma área de 645 mil km², aproximadamente 7,6% do território nacional. Sua nascente está localizada no estado de Minas Gerais, sendo que o rio drena ainda os Estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe e o Distrito Federal, até desaguar no Oceano Atlântico. Ao longo de sua extensão o rio drena parte de três biomas: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (GODINHO; GODINHO, 2003b; SATO; GODINHO, 2003). Ao longo de sua extensão o rio é dividido tradicionalmente em quatro porções: alto, médio, submédio e baixo (GODINHO; GODINHO, 2003b). A região do Alto São Francisco tem uma extensão de cerca de 630 km e desnível de 700 m, seu trecho vai da nascente histórica na Serra da Canastra em São Roque de Minas até Pirapora. Nessa região, florestas e cerrado são as vegetações predominantes e o clima é tropical úmido, com precipitação anual de 1.200-1.500 mm³, os meses chuvosos vão de novembro a abril (SATO; GODINHO, 1999; SATO; SAMPAIO, 2005).

A área amostral do presente estudo abrangeu 38 riachos pertencentes à área de influência do reservatório de Três Marias. Esta barragem foi construída em 1961, e tem como objetivo primário a regularização do fluxo e o controle das cheias do rio, sua área tem aproximadamente 100 000 ha (BRITSKI; SATO; ROSA, 1988).

A Usina Hidrelétrica de Três Marias foi construída na porção do Alto São Francisco, na calha principal do rio (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Seu reservatório caracteriza-se por um aspecto dendrítico e por não se situar em sistemas de cascatas (SATO; SAMPAIO, 2005). Os pontos amostrais foram riachos pertencentes à bacia de drenagem desse reservatório, que possuíam ordem de Strahler (1957) inferior a quatro. Os pontos localizados a uma distância geográfica superior a 35 km da borda do reservatório foram excluídos, segundo a metodologia de Hitt e Angermeier (2008), para evitar possíveis efeitos de outras drenagens.

2.2 Coleta de dados

Cada riacho foi amostrado uma única vez, durante o mês de setembro de 2010. A extensão do trecho amostrado em cada riacho foi proporcional à sua largura, sendo definido como 40 vezes a largura média do riacho e respeitando um mínimo de 150 m de amostragem. Cada trecho amostral foi dividido em 11 seções transversais (transectos) distantes entre si 1/10 do comprimento do trecho amostral (KAUFMANN et al., 1999), cada uma dessas 10 partes foram chamadas de seção. Em cada um dos 11 transectos foram realizadas avaliações de: impacto humano, proporção de abrigos naturais para peixes e cobertura vegetal lenhosa.

O impacto humano foi avaliado pontuando-se a presença e a distância em relação às margens das seguintes categorias de alterações antrópicas: muro, canalização, barramento, construções, estradas, rodovias, ferrovias, canos para captação de água ou descarga de efluentes, entulho, lixo, plantações de grãos, pastagem, silvicultura (monocultura de Eucaliptos), desmatamento e mineração. Depois de classificado quanto à presença o impacto é avaliado quanto à distância da margem, em: mais de 10 m, menos de 10 m ou na margem, criando-se um índice de proximidade de impactos, quanto mais alto o valor mais próximo e maior o número de impactos.

Foram considerados como abrigos naturais para peixes matacão, macrófitas, banco de folhas, raízes, pedaços de madeira e margens escavadas. A cobertura vegetal lenhosa foi determinada pela média da proporção de cobertura nos níveis de dossel e sub-bosque, que esse tipo de vegetação possuía nas margens. Ao longo das seções foi determinada ainda a porcentagem de substrato fino (silte, argila e lama) e a área molhada ocupada pelo leito, calculada através da média de profundidades e da média de largura molhada. Ao final da avaliação obtivemos 10 observações de cada variável ambiental para cada riacho, gerando um total de 380 observações.

A avaliação da qualidade da água foi realizada em campo, através de equipamentos portáteis multiparâmetros e, para a determinação do Oxigênio Dissolvido e potencial hidrogeniônico, foram coletadas e fixadas amostras de cada riacho para posterior determinação em laboratório. As variáveis limnológicas da água utilizadas foram: temperatura (T °C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade (Cond, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e Oxigênio dissolvido (OD, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

A coleta de peixes teve esforço de amostragem padronizado segundo o tempo e o número de petrechos utilizados, e realizada no sentido jusante-montante. Em relação ao tempo,

padronizou-se um máximo de duas horas de amostragem por riacho e de 12 minutos por seção longitudinal (JUNQUEIRA, 2011). Como petrechos de pesca foram utilizados duas peneiras com 80 cm de diâmetro e malha de tela mosquiteira e, quando possível, rede de arrasto de 4,0 m de comprimento e altura de 2,0 m com malha de 5,0 mm entre nós opostos. Durante a amostragem tentou-se abranger o maior número possível de habitats aquáticos.

Os exemplares foram separados por seção longitudinal, etiquetados e fixados em solução de formol 10%, sendo separados por ponto amostral. Posteriormente, em laboratório, foram conservados em álcool 70% e identificados taxonomicamente. Posteriormente foram depositados na coleção de referência da Universidade Federal de Lavras.

2.3 Análise de dados

A relação das variáveis selecionadas: imersão, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, com as possíveis espécies indicadoras foi determinada através do método Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) (BAKER; KING, 2010). Este método estatístico utiliza valores de IndVal (Indicator Value) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) e os padroniza para z-scores para detectar tanto os pontos de mudança de cada táxon específico, quanto a direção da resposta ao longo do gradiente ambiental (BAKER; KING, 2010). Dependendo de como cada espécie se associa a um lado ou outro do limiar de mudança, elas são caracterizadas como em declínio (z-) ou em crescimento (z+), e pode ser usada para traçar respostas acumulativas: sum (z-) e sum (z+) (BAKER; KING, 2010).

Para determinar a significância das relações, o TITAN identifica a pureza e a confiabilidade da espécie indicadora assim como a incerteza ao redor dos limiares obtidos. Para a determinação de espécies indicadoras foram utilizadas apenas aquelas com abundância maior ou igual a 4 indivíduos em cada lado do limiar, o número de permutações em 250 e o número de replicações de bootstrap em 500, assim como autores do método recomendam (BAKER; KING, 2013).

Espécies que somaram duas ou mais associações significativas com características de preservação ou degradação foram consideradas como possíveis indicadoras de qualidade ambiental.

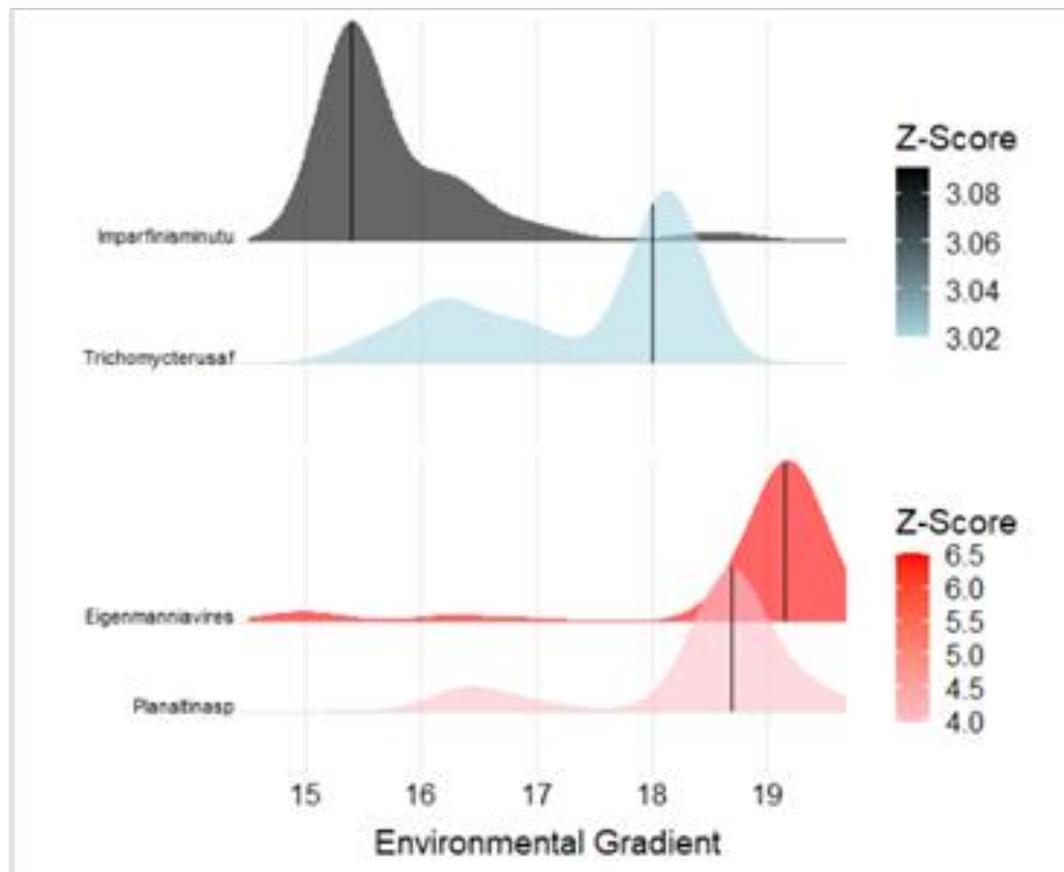
3 RESULTADOS

Das 20 espécies analisadas como potenciais indicadoras, 11 apresentaram resultados significativos para pelo menos uma das variáveis. Quatro espécies apresentaram resultados significativos para duas variáveis e duas espécies apresentaram resultados significativos para três variáveis (Tabela 1). Os parâmetros de qualidade da água que apresentaram melhores resultados para determinação de espécies tolerantes e intolerantes foram turbidez, com seis relações significativas, temperatura com quatro relações significativas e oxigênio dissolvido com três relações significativas. O único parâmetro físico do ambiente aquático que apresentou relações significativas foi imersão, com quatro relações.

As espécies *Harttia* sp. e *Trichomycterus brasiliensis* foram as que apresentaram maior número de relações com variáveis que indicam boa qualidade de água (Tabela 1). *Harttia* sp. foi mais abundante em ambientes aquáticos de baixa turbidez e alta taxa de oxigênio dissolvido enquanto *T. brasiliensis* se distribui por riachos com temperaturas menores que 17°C e com imersão abaixo de 40%. Em contraste *Characidium zebra* e *Astyanax lacustris* apresentaram o maior número de relações com variáveis características de ambientes aquáticos impactados, estando presentes em ambientes de alta turbidez, pouco oxigênio dissolvido e com alta imersão.

Quatro espécies responderam à variações de temperatura (Figura 1). *Imparfinis minutus* e *Trichomycterus brasiliensis* foram observadas com mais frequência em ambientes com temperaturas menores que 18°C, em contraste com *Eigenmannia virescens* e *Planaltina* sp. foram mais abundantes em temperaturas próximas a 20 °C.

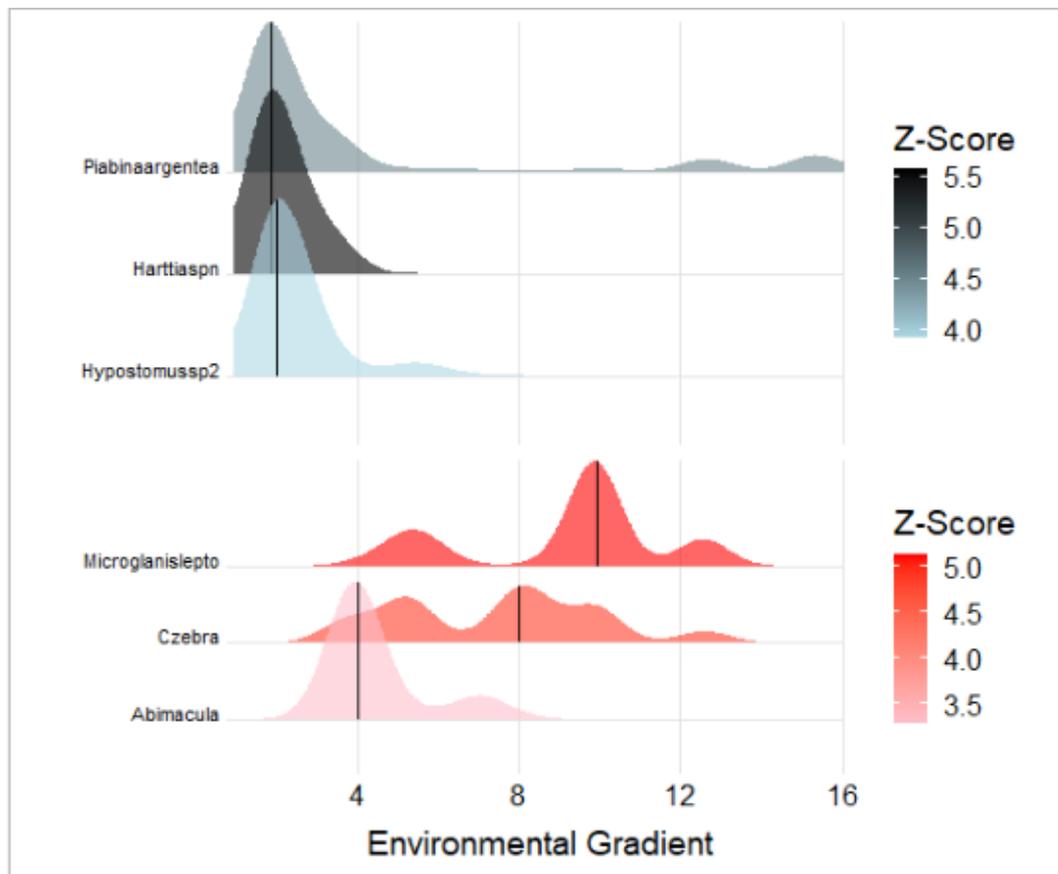
Figura 1. Magnitude de mudança na probabilidade de ocorrência das espécies ao longo do gradiente de temperatura. São apresentadas aquelas que fortemente se relacionam com maiores (vermelho) ou menores (azul) valores desta variável. Espécies *Imparfinis minutus* (Imparfinisminutu); *Trichomycterus brasiliensis* (Trichomycterusaf); *Eigenmannia virescens* (Eigenmanniavires); *Planatina* sp. (Planaltinasp)



Fonte: Do autor (2022)

Seis espécies reagiram à variação na turbidez (Figura 2). *Astyanax lacustres* esteve presente predominantemente em riachos com águas turvas, enquanto *Piabina argentea*, *Harttia* sp. e *Hypostomus garmani* se distribuíram exclusivamente por águas com baixa turbidez. *Microglanis lepto* e *Characidium zebra* apresentaram ampla distribuição independente de variações na turbidez.

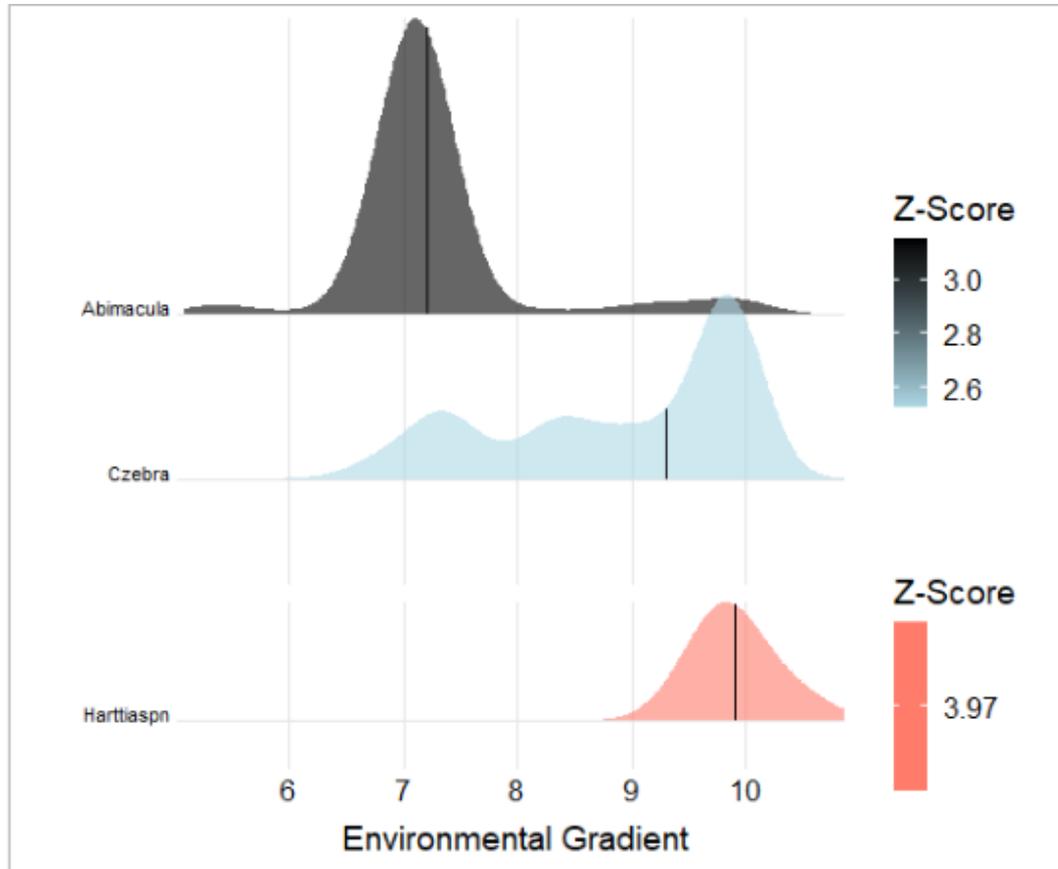
Figura 2. Magnitude de mudança na probabilidade de ocorrência das espécies ao longo do gradiente de turbidez. São apresentadas aquelas que fortemente se relacionam com maiores (vermelho) ou menores (azul) valores desta variável. Espécies *Piabina argenta* (Piabinaargentea); *Harttia* sp; (Harttiaspn); *Hypostomus garmani* (Hypostomussp2); *Microglanis lepto* (Microglanislepto); *Characidium zebra* (Czebra); *Astyanax lacustris* (Abimacula).



Fonte: Do autor (2022)

Três espécies responderam significativamente a mudanças no oxigênio dissolvido (Figura 3). *Characidium zebra* aqui novamente apresentou ampla distribuição, independente da taxa de oxigenação dos riachos. *Astyanax lacustris* foi observada apenas em águas com uma baixa taxa de oxigenação, ao passo que *Harttia* sp. ocupou apenas ambientes onde a água possui alta oxigenação.

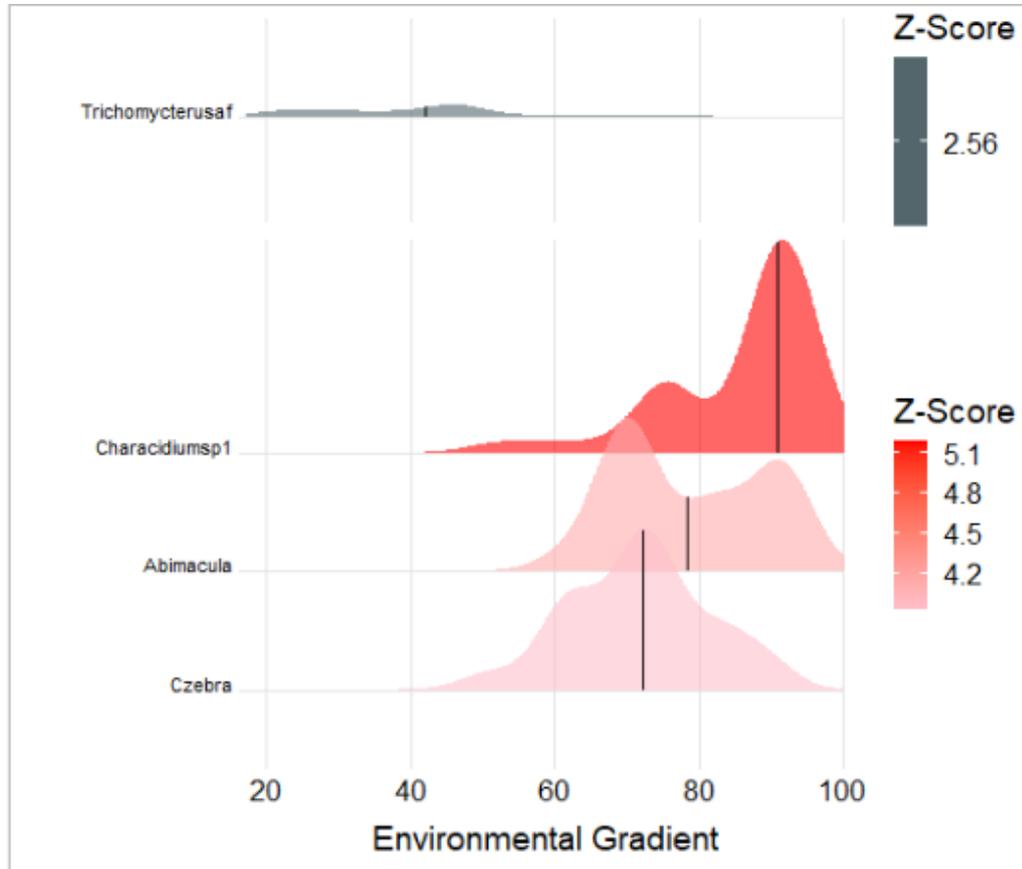
Figura 3. Magnitude de mudança na probabilidade de ocorrência das espécies ao longo do gradiente de oxigênio dissolvido. São apresentadas aquelas que fortemente se relacionam com maiores (vermelho) ou menores (azul) valores desta variável. Espécies: *Characidium zebra* (Czebra); *Astyanax lacustris* (Abimacula); *Harttia* sp. (Harttiaspn).



Fonte: Do autor (2022)

Quatro espécies reagiram à mudanças na imersão (Figura 4). *Characidium* sp., *Astyanax lacustris* e *Characidium zebra* foram observadas com maior frequência em riachos com imersão alta. Já *Trichomycterus brasiliensis* está presente em ambientes com baixas taxas de imersão.

Figura 4. Magnitude de mudança na probabilidade de ocorrência das espécies ao longo do gradiente de imersão. São apresentadas aquelas que fortemente se relacionam com maiores (vermelho) ou menores (azul) valores desta variável. Espécies: *Characidium zebra* (Czebra); *Astyanax lacustris* (Abimacula); *Harttia* sp. (Harttiaspn); *Characidium* sp. (Characidiumsp1)



Fonte: Do autor (2022)

Tabela 1 – Resultados da análise de INDVAL, indicando as potenciais espécies indicadoras de qualidade. Cor verde: Potenciais espécies indicadoras de boa qualidade do ambiente. Cor vermelha: Potenciais espécies indicadoras de má qualidade do ambiente. O.D.: Oxigênio Dissolvido.

Espécies	Variáveis	ienv.cp	zenv.cp	freq	IndVal	zscore	5%	10%	50%	90%	95%	pureza	conf.	z.médio	Filtro
Astyanax lacustris	Temperatura	19.35	16.30	12	29.17	0.59	15	15.2	16.4	19.35	19.35	0.514	0.550	2.183653	0
	Turbidez	3.70	4.0	12	47.37	3.29	3.45	3.55	4	7.1	8.15	0.992	0.992	4.188781	2
	O.D.	6.90	7.20	12	46.33	3.15	5.05	6.545	7.2	9.315	10.05	0.938	0.812	3.402943	1
	Imersão	91.265	91.265	12	70.31	4.13	51.085	61.270	80.805	96.422	96.980	0.990	0.980	5.515454	2
<i>Characidium</i> sp.	Temperatura	16.90	16.90	6	23.16	1.59	16.1	16.2	16.9	19.405	19.5	0.670	0.452	2.045241	0
	Turbidez	9.95	4.65	6	21.55	1.34	1.65	1.89	5.35	15.3	34.85	0.838	0.662	2.824333	0
	O.D.	9.90	9.90	6	23.08	1.17	5.4	6795	9	9.95	10	0.638	0.358	1.803850	0
	Imersão	95.270	91265	6	55.77	5.19	5.06225	65.8	90.9	95.270	95.270	0.928	0.852	5.003525	2
Characidium zebra	Temperatura	15.10	15.10	13	32.63	0.03	14.8	15.045	16.3	19.3	19.352	0.496	0.514	1.988936	0
	Turbidez	9.95	8.0	13	62.55	4.88	3.55	3.70	8	9.95	12.6	0.996	0.944	5.662795	2
	O.D.	9.90	9.95	13	43.52	2.53	6.6825	7.24	9.575	9.95	10	0.912	0.840	3.007640	1
	Imersão	72.160	72.160	13	53.64	3.93	50.63	53.047	72.160	89.085	89.450	0.994	0.958	4.658869	2
<i>Eigenmannia virescens</i>	Temperatura	19.50	19.30	5	59.06	6.52	14.7	16.2	19.15	19.5	19.5	0.876	0.860	5.799181	2
	Turbidez	9.95	9.95	5	48.65	4.03	1.65	3.55	9.9	12.6	15.3025	0.882	0.686	4.098247	0
	O.D.	10.80	9.00	5	15.88	0.64	6.995	7.2	9	11.2	11.2	0.524	0.316	1.797400	0
	Imersão	51.085	51.085	5	22.73	1.91	49.63	50.36	53.265	66.555	72.260	0.868	0.476	2.265049	0
Harttia sp.	Temperatura	18.85	16.40	4	18.18	1.66	16.3975	16.4	17.6	20.3	20.4	0.954	0.598	3.185422	0
	Turbidez	1.80	1.80	4	47.25	5.56	1.6	1.6	1.85	3.45	3.45	0.984	0.858	5.663844	1
	O.D.	10.65	9.75	1	30.77	3.97	9.3	9.45	9.9	10.65	10.65	0.986	0.856	5.098433	2
	Imersão	28.720	28.720	4	28.30	2.88	19.45	20.45	28.75	70.57	71.175	0.858	0.538	2.899832	0
<i>Hypostomus garmani</i>	Temperatura	18.70	18.70	12	43.10	2.02	14.7	15.1	16.7	18.85	19.015	0.488	0.888	3.595214	0

	Turbidez	1.95	1.95	12	58.76	3.91	1.6	1.8	2	5.35	7.1	0.892	0.866	4.050810	1
	O.D.	10.05	10.05	12	33.42	1.13	2.5375	5.945	9	10.05	10.1	0.740	0.548	2.211846	0
	Imersão	26.320	53.265	12	28.99	1.07	30.93	32.48	61.54	96.980	98.18	0.658	0.646	2.439595	0
<i>Imparfinis minutus</i>	Temperatura	15.40	15.40	11	57.09	3.09	15.1	15.1	15.4	18.85	18.85	0.820	0.864	3.984710	1
	Turbidez	2.15	2.15	11	40.37	2.01	1.6	1.65	2.2	9.95	12.65	0.666	0.696	2.768251	0
	O.D.	10.65	10.15	11	30.11	0.79	2.0375	5.45	9	10.15	10.2	0.530	0.350	1.738143	0
	Imersão	95.270	95.270	11	39.55	1.06	30.93	30.93	51.085	95.270	97.6	0.774	0.624	2.491142	0
<i>Piabina argentea</i>	Temperatura	15.10	15.10	10	42.67	1.29	14.5450	14.745	16.3	20.4	20.4	0.466	0.748	3.014578	0
	Turbidez	1.80	1.80	10	60.61	4.49	1.6	1.7	1.8	12.7	15.35	0.850	0.942	4.587734	1
	O.D.	10.65	10.65	10	45.70	1.79	5.45	6.845	9.9	10.65	10.75	0.725	0.618	2.462722	0
	Imersão	30.93	30.93	10	33.08	1.29	20.04	26.54	42.635	96.98	98.18	0.550	0.650	2.525770	0
<i>Planaltina sp.</i>	Temperatura	18.70	18.70	8	47.96	3.98	15.9775	16.4	18.7	19.45	19.5	0.946	0.842	3.892501	2
	Turbidez	1.65	1.65	8	38.50	1.73	1.55	1.6	1.75	5.9	9.8525	0.774	0.664	3.047741	0
	O.D.	8.35	8.35	8	25.18	0.90	6.7	6.99	9	10.1	10.1	0.750	0.350	1.639460	0
	Imersão	26.320	67.645	8	23.80	0.52	28.72	30.96	59.45	94.18	97.6	0.726	0.356	1.699257	0
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	Temperatura	18.20	18.20	11	42.31	3.02	15.5	15.55	18	18.2	18.4	0.976	0.852	3.183488	1
	Turbidez	9.70	9.70	11	40.87	1.63	1.8	2.15	7.1	12.555	34.9	0.790	0.590	2.401970	0
	O.D.	3.30	5.05	11	44.90	2.45	3.3	3.3	5.4	9.955	10.1	0.616	0.676	2.832283	0
	Imersão	22.265	42.180	11	40.24	2.56	20.54	20.54	42.18	77.175	80.805	0.888	0.840	3.948250	1
<i>Microglanis lepto</i>	Temperatura	19.3	19.3	5	29.42	2.44	16.1475	16.2	18.575	19.3	19.35	0.748	0.400	2.04050	0
	Turbidez	9.95	9.95	5	60.71	5.14	3.8	3.8	9.85	12.6	12.6	0.972	0.826	5.015085	2
	O.D.	9.75	9.75	5	20.00	1.26	6.85	6.9	8.95	7.75	9.9	0.594	0.272	1.685520	0
	Imersão	95.270	95.270	5	30.88	1.62	42.18	49.45	72.54	95.27	95.27	0.868	0.462	2.174021	0

Fonte: Do autor (2022)

4 DISCUSSÃO

Algumas das espécies avaliadas se associaram à algumas das variáveis testadas, se configurando em boas indicadoras. As espécies que melhor se relacionaram com ambientes bem preservados foram *Harttia* sp. que está mais presente em riachos com baixa turbidez e altas taxas de oxigênio dissolvido, enquanto *Trichomycterus brasiliensis* é mais abundante nas áreas com menor imersão e temperaturas mais frias. Por outro lado, *Characidium zebra* e *Astyanax lacustris* foram as espécies que apresentaram maior número de relações com características negativas do ambiente, como alta turbidez, maiores valores de imersão e níveis mais baixos de oxigênio dissolvido.

Outras espécies estiveram relacionadas apenas a uma das quatro variáveis selecionadas. *Eigenmannia virescens* e *Planaltina* sp. são mais abundantes em águas de temperatura mais altas, diferente de *Imparfinis minutus* que é observada somente em temperaturas mais frias. *Piabina argentea* e *Hypostomus garmani* estão presentes apenas em águas menos turvas, enquanto *Microglanis leptostriatus* tolera diferentes níveis de turbidez. *Characidium* sp. é mais abundante em riachos com altas taxas de imersão.

A presença ou a abundância de *Astyanax lacustris* em ambientes em pior estado de conservação já havia sido reportada em outros estudos. A espécie já foi, por exemplo, associada a regiões com alta condutividade (ARAÚJO:PINTO; TEIXEIRA, 2009) e altas temperaturas (ABES; AGOSTINHO, 2001). Este pequeno Characidae possui reprodução parcelada (AGOSTINHO et al. 1984;) e alimentação altamente oportunista (DIAS et al. 2005), características que o permite explorar ambientes em diferentes condições.

Assim como a espécie anterior. *Characidium zebra* também tem sido associada a riachos pouco oxigenados, com águas de baixa visibilidade e alta taxa de imersão, características de riachos com baixas velocidades (LEAL; JUNQUEIRA; POMPEU, 2011).

Outras espécies estiveram associadas com variáveis relacionadas a boa qualidade do ambiente. *Harttia* sp. também integra um grupo de espécies definidas como bentônicas, associadas a substratos rochosos e águas rápidas (CASATTI; CASTRO, 2006), caracterizando uma indicadora de boa qualidade da água.

5 CONCLUSÃO

A partir das cinco variáveis escolhidas, 55% das espécies avaliadas apresentaram-se como potenciais indicadoras de qualidade, com relações significativas com no mínimo uma variável. Porém, como consideramos espécies que atingiram valores de pureza e confiabilidade acima de 0.8, a relação destas espécies com ambientes degradados ou preservados deve ser tomada com precaução.

Uma das opções é adotar o critério de se considerar espécies que se associaram a pelo menos duas variáveis. Neste sentido, *Characidium zebra* e *Astyanax lacustris* se apresentaram como tolerantes por reagirem positivamente a mudanças relacionadas a degradação dos riachos analisados. Já *Harttia* sp. e *Trichomycterus brasiliensis* foram classificadas como intolerantes as mudanças das condições inerentes aos seus habitats, por isso foram selecionadas como indicadoras de boa qualidade do ambiente. Propomos então que estas quatro espécies sejam utilizadas, no futuro, como métricas a serem empregadas em índices de integridade biótica.

REFERÊNCIAS

- ABES, S. D. S.; AGOSTINHO, A. A. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 445, n. 1/3, p. 217-227, 2001.
- AGOSTINHO, C.A. et al. Ciclo reprodutivo e primeira maturação sexual de fêmeas do lambari *Astyanax bimaculatus* (L.) (Osteichthyes-Characidae) do rio Ivaí. Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v.44, p. 31–36 A, 1984.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.
- ANGERMEIER, P.L.; DAVIDEANU, G. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index biotic integrity. **Hydrobiologia**, v. 511, p. 65-78, 2004.
- ARAÚJO, F. G.; PINTO, B. C. T.; TEIXEIRA, T. P. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 618, n. 1, p. 89-107, 2009.
- BAKER, M.E.; KING, R.S. A new method for identifying and interpreting biodiversity and ecological community data. **Methods in Ecology and Evaluation**, v. 1, n. 1, p. 25-37, 2010.
- BAKER, M.E.; KING, R.S. Of TITAN and straw men: an appeal for greater understanding of community data. **Freshwater Science**, v. 32, n. 2, 489 – 506, 2013
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, p. 133-144, 2004.
- BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco**. Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, p. 143, 1988.
- BUSS, D.F et al. Conceptual basis for the application of biomonitoring on stream water quality programs. **Cadernos de Saúde Pública**. v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003
- CASATTI, L.; CASTRO, R.M.C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.
- CARVALHO, D.R. et al A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. **Ecological Indicators**, v 77, p. 386–396, 2017
- CARVALHO, W.D. et al. Deforestation control in the Brazilian Amazon: a conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 122-130, 2019.

- CHEN, K. et al. A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. **Ecological Indicators**, v. 78, p. 48–61, 2017.
- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos urbanos de Maringá –Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.
- DIAS, RM. et al. Colonization of the Corumbá Reservoir (Corumbá River, Paraná River Basin, Goiás State, Brazil) by the “lambari” *Astyanax altiparanae* (Tetraodonopterinae; Characidae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 3, p. 467–476, 2005.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366. 1997.
- FERREIRA, C. D. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.
- GANASAN, V.; HUGHES, R.M. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 367-83, 1998.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. 468 p.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. Breve visão do São Francisco. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.
- HITT, N. P.; ANGERMEIER, P. L. Evidence for fish dispersal from spatial analysis of stream network topology. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 27, n. 2, p. 304-320, 2008.
- HUGHES R.M. 1995. **Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions**. In **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making** (W.S. Davis & T.P. Simon, eds.). CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, p.31-47.
- JOY, M.K.; DEATH, R.G. Application of the index of biotic integrity methodology to New Zealand freshwater fish communities. **Environmental Management**, v. 34, p. 415-428, 2004.
- JUNQUEIRA, N. T. **Ictiofauna de riachos da bacia do rio Araguari, MG: estrutura, composição e relações com aspectos**. Lavras: UFLA, 2011.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, Bethesda, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.

- KAUFMANN, P. R. et al. **Quantifying physical habitat in wadeable streams.** Washington: USEPA, p.149, 1999.
- KOCH, W.R.; MILANI, P.C.; GROSSER, K.M. **Guia ilustrado: peixes Parque Delta do Jacuí.** Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2000.
- LYONS, J. et al. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in West-Central México. **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 569-584, 1995.
- MILLER, D.L. et al. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. **Fisheries** v. 13, n. 5, p. 12-20, 1988.
- OLSEN, A. R.; PECK, D. V. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v. 27, n. 4, p. 822-836, 2008.
- SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J. et al. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status.** Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank. p. 199-232. 2003.
- SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia hidrográfica do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.** São Paulo: EDUSP. p. 410-413, 1999.
- SATO, Y.; SAMPAIO, E. V. A ictiofauna na região do Alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** São Carlos: Rima, p. 251-274. 2005.
- SCHULZ, U.H.; MARTINZ-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 61, n. 4, p. 615-622, 2001.
- SMITH, R.A., SCHWARZ, G.E., ALEXANDER, R.B. Regional interpretation of water-quality monitoring data. **Water Resources Research**, v. 33, n. 12, p. 2781-2798. 1997.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.
- TERRA, L.C.C. **Avaliação da integridade biótica do Rio Formoso e Córrego Bonito, na bacia do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul.** Dissertação de Mestrado, UNIDERP, Campo Grande. 2004.