



Universidade Federal da Bahia
Instituto de Biologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento
Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental

Fabio Lemos Marinho

Seleção de atributos de assembleias íctias e sua aplicação na avaliação da qualidade dos recursos hídricos

Salvador, Bahia
Outubro/2016

Fabio Lemos Marinho

Seleção de atributos de assembleias íctias e sua aplicação na avaliação da qualidade dos recursos hídricos

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Ecologia aplicada à gestão ambiental, pela Universidade Federal da Bahia.

Orientador: Prof. Dr. Gilson Correia de Carvalho

Salvador, Bahia
Outubro/2016

Sistema de Bibliotecas da UFBA

Marinho, Fabio Lemos

Seleção de atributos de assembleias íctias e sua aplicação na avaliação da qualidade dos recursos hídricos / Fabio Lemos Marinho, Gilson Correia de Carvalho. -- Salvador, 2016.

70 f.: il.

Orientador: Gilson Correia de Carvalho.

Dissertação (Mestrado - Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental) -- Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, 2016.

1. Índices multimétricos. 2. Assembleias Íctias. 3. Lógica Fuzzy. 4. Gestão Ambiental. 5. Bioindicação. I. de Carvalho, Gilson Correia. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

CDD -
CDU -

Folha de aprovação

Fabio Lemos Marinho

Seleção de atributos de assembleias íctias e sua aplicação na avaliação da qualidade dos recursos hídricos

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento
Universidade Federal da Bahia

Membros da banca examinadora

Membros titulares:

Prof. Dr. Gilson Correia de Carvalho (Orientador)

(Departamento de Biointeração, Instituto de Ciências da Saúde, Universidade Federal da Bahia)

Prof. Dr. Luiz Antonio Ferraro Júnior

(Departamento de Tecnologia, Universidade Estadual de Feira de Santana)
(Superintendência de Estudos e Pesquisas Ambientais –SEP
Secretaria Estadual do Meio Ambiente - SEMA)

Dr. José Amorim Reis Filho

(Ichtus Soluções em Meio Ambiente Ltda.)

“Os homens criaram leis absolutas, que pretendem encobrir a todo mundo, sem saber que todo mundo é diferente um do outro... você precisa saber que não deve ter nenhuma opinião formada sobre tudo, e quando você deve deixar as janelas abertas para o vento entrar, porque existem várias saídas e você só conhece uma”

Raul Seixas

Dedico este trabalho a todos aqueles que me incentivaram a trilhar os caminhos da biologia.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Gilson Correia de Carvalho pela orientação no processo de construção desta dissertação.

Aos professores Dr. Luiz Antonio Ferraro Júnior e Dr. José Amorim Reis Filho que aceitaram o convite para compor a banca.

A minha esposa e companheira Lidice Almeida Arlego Paraguassú pelo apoio incondicional à realização deste trabalho, assim como nas questões da vida pessoal. Te amo.

À minha filha, Isabel, por ter chegado na minha vida durante o processo do mestrado e ter trazido uma inexplicável alegria, fazendo dos momentos difíceis relacionados ao mestrado, lembranças quase “inletráveis”.

Aos meus pais, que me incentivaram a retomar os estudos e viabilizaram não só a minha graduação na área que escolhi, mas incentivaram também a continuidade na busca pelo aprendizado que a cada dia me faz crescer profissionalmente.

Aos meus irmãos Marcos e Milena, pelos momentos em família que sempre trouxeram leveza e alegria, trazendo força e ânimo para retomar o caminho quando os objetivos pareciam distantes e inatingíveis.

Aos colegas do programa de pós graduação pelo incentivo nos momentos de desânimo e naqueles em que o tempo parecia ter vencido e não seria possível concluir o processo dentro do prazo. Mas principalmente pelos bons momentos de convivência, descontração, troca de experiências, e pela oportunidade de novas amizades que espero manter para a vida.

Aos amigos Gilson Carvalho, Alessandra Carvalho, Gabriel Ribeiro, Patricia Pititinga, Rodrigo Silveira, Flavia, não só pelo apoio e incentivo com relação ao mestrado, mas pelos momentos de convivência, alegria, diversão e pela amizade sincera.

A todos os professores do mestrado profissional, e aqueles que se colocaram à disposição para contribuir de alguma forma, seja compartilharam seus conhecimentos, experiências profissionais, ou até mesmo pessoais, tornando o processo bastante proveitoso e produtivo.

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADO!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	1
META-SELEÇÃO DE MÉTRICAS, DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES, INDICADORAS DA INTEGRIDADE BIÓTICA DE AMBIENTES DE ÁGUA DOCE	5
AUTORES.....	5
ENDEREÇO	5
RESUMO	5
PALAVRAS CHAVE: ÍNDICES MULTIMÉTRICOS; SELEÇÃO DE MÉTRICAS; BIOINDICAÇÃO; ASSEMBLEIAS ÍCTIAS.	5
ABSTRACT	6
KEYWORDS:	6
INTRODUÇÃO.....	7
METODOLOGIA.....	10
RESULTADOS.....	14
DISCUSSÃO.....	22
CONCLUSÃO.....	26
AGRADECIMENTOS.....	27
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
UMA PROPOSTA DE MODELO DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE RECURSOS HÍDRICOS UTILIZANDO LÓGICA DIFUSA.	34
AUTORES.....	34
ENDEREÇO	34
RESUMO	34
PALAVRAS CHAVE: LÓGICA FUZZY; PEIXES; ÍNDICE MULTIMÉTRICO; GESTÃO AMBIENTAL.	34
ABSTRACT	35
KEYWORDS:	35
INTRODUÇÃO.....	36
METODOLOGIA.....	40
RESULTADOS.....	48
DISCUSSÃO.....	55
CONCLUSÃO.....	64
AGRADECIMENTOS.....	66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

APRESENTAÇÃO

O uso de ferramentas biológicas adequadas, fundamentadas em ampla base ecológica, faz-se necessário para avaliar a condição dos recursos hídricos de maneira eficiente, rápida e com custo reduzido, de forma a auxiliar na gestão destes recursos. Previsões absolutamente confiáveis são improváveis em sistemas complexos e dinâmicos como no campo da ecologia, contudo, a combinação do conceito de confiança estatística e teorias biológicas/ecológicas, podem embasar a tomada de decisões mais justificadas no contexto da gestão ambiental. Programas de biomonitoramento e avaliações integradas são ferramentas utilizadas nesse sentido e podem ser combinados com ações de controle e políticas ambientais para se tornarem eficazes como ferramentas de gestão.

Os índices multimétricos (IMM) com base em assembleias biológicas são capazes de mensurar quantitativamente os efeitos pontuais, sinérgicos e cumulativos das interferências antrópicas fornecendo um cenário da qualidade ambiental dos recursos hídricos. Portanto, se constituem em importantes ferramentas de avaliação ambiental integrada, que mesmo com suas limitações, são capazes de auxiliar na tomada de decisões dos gestores, e passaram a despertar o interesse sendo adotadas por diversas agências de gestão dos recursos hídricos ao redor do mundo.

O uso de ferramentas computacionais da área da inteligência artificial – IA têm sido combinado com o uso de ferramentas de base ecológica para avaliação ambiental, geralmente, proporcionando um processo avaliativo mais automatizado e com menor subjetividade. A lógica *difusa* é uma extensão da lógica clássica (booleana), introduzida para expressar o conceito de verdade parcial, permitindo a atribuição de valores entre os limites “completamente verdadeiro” e “completamente falso”. Sua importância está na capacidade de resolver questões complexas do “mundo real”,

em que as respostas nem sempre são absolutamente verdadeiras ou falsas, e se constituem em ferramenta adequada para desenvolvimento de índices ambientais.

Desse modo, a identificação de métricas robustas da assembleia de peixes passíveis de serem utilizadas em processos de avaliação da qualidade ambiental dos recursos hídricos foi o tema central do presente trabalho que teve como objetivos principais: i) selecionar métricas robustas validadas em trabalhos que aplicaram índices multimétricos nos últimos 35 anos e ii) propor um modelo baseado em lógica *difusa* como ferramenta de avaliação automatizada da qualidade ambiental dos recursos hídricos.

A seguir é apresentado, brevemente, o tema central de cada capítulo.

O **primeiro capítulo** desta dissertação intitulado “Meta-seleção de métricas de assembleias de peixes indicadoras da integridade biótica de ambientes de água doce” será submetido para a *Ecological Indicators*. Este capítulo objetivou selecionar métricas de assembleias de peixes testadas e validadas em trabalhos que desenvolveram e aplicaram índices multimétricos IMM em diferentes contextos, qualificando-as como mais robustas para serem utilizadas em futuros índices ou outras ferramentas de avaliação da qualidade ambiental dos recursos hídricos.

Desta forma, foram avaliadas as publicações dos últimos 35 anos que utilizaram IMM baseados em assembleias de peixes para identificar os principais procedimentos metodológicos utilizados e as considerações relacionadas ao processo de seleção e validação de métricas para propor um conjunto de métricas robustas.

O **segundo capítulo** intitulado “Uma proposta de modelo de avaliação da qualidade ambiental de recursos hídricos utilizando lógica difusa.” será submetido para a *Ecological Modelling*. Este capítulo objetivou propor um modelo baseado em lógica

difusa como ferramenta de avaliação automatizada da qualidade ambiental dos recursos hídricos com base em métricas de assembleias de peixes. Este capítulo focou no processo de construção do modelo e em como o mesmo deve processar as informações ecológicas contidas nas métricas para classificar os recursos hídricos quanto à sua qualidade ambiental.

CAPÍTULO 1

Marinho, F. L. Carvalho, G. C. de;. Meta-seleção de métricas, de assembleias de peixes, indicadoras da integridade biótica de ambientes de água doce. **A ser submetido à *Ecological Indicators*.**

Meta-seleção de métricas, de assembleias de peixes, indicadoras da integridade biótica de ambientes de água doce

Autores

Fabio Lemos Marinho^{1*}; Gilson Correia de Carvalho^{1,2}

Endereço

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento. Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental. Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Ondina, 40.170-115 Salvador, Bahia, Brasil.

²Instituto de Ciências da Saúde, Departamento de Biointeração, Universidade Federal da Bahia, Campus Canela, 40.110-100 Salvador, Bahia, Brasil.

* Corresponding author e-mail: fabiolemosmarinho@gmail.com

Resumo

O desenvolvimento de índices multimétricos (IMM) com base em assembleias biológicas para avaliação da qualidade ambiental teve origem no início da década de 80 com o Índice de Integridade Biótica (IBI) com base em assembleias de peixes proposto por James Karr. Desde então, diversas adaptações foram implementadas para diferentes grupos biológicos (macro invertebrados, plâncton, plantas e aves) e ambientes (lagos, estuários, ambiente terrestre, etc) dando origem a novos IMM utilizados no monitoramento ambiental de diversos países. Aperfeiçoamentos relacionados aos processos de desenvolvimento destes índices vêm sendo propostos, e um deles, trata da questão da subjetividade quanto a seleção das métricas. Neste sentido, tem sido sugerida a seleção com base em um amplo rol de métricas e avaliação, destas, por meio de métodos estatísticos, conferindo maior robustez às métricas selecionadas. Este trabalho teve como objetivo selecionar métricas de assembleias de peixes testadas e validadas em trabalhos que desenvolveram e aplicaram IMM para avaliação da qualidade ambiental de rios e riachos em diferentes regiões ao redor do mundo nos últimos 35 anos. A partir de uma avaliação de 117 trabalhos, 41 foram selecionados para identificação de métricas consideradas robustas para avaliação da qualidade dos rios, resultando em sete métricas selecionadas: % de indivíduos litofílicos, % de indivíduos doentes, machucados ou com anomalias, número de espécies intolerantes, número de espécies nativas, % de indivíduos onívoros, % de indivíduos tolerantes, e número de espécies. A metodologia empregada foi capaz de selecionar um conjunto de métricas robustas para utilização no desenvolvimento de futuros índices multimétricos.

Palavras Chave: Índices multimétricos; Seleção de Métricas; Bioindicação; Assembleias Íctias.

Abstract

The development of multimetric indices (IMM) based on biological assemblages to evaluate the environmental quality originated in 80's with the Biotic Integrity Index (IBI) based on fish assemblages proposed by James Karr. Since then, several changes were implemented for different biological groups (macro invertebrates, plankton, plants, birds, etc.) and environments (lakes, estuaries, terrestrial environment, etc.) giving rise to new IMMs used in environmental monitoring of various countries. Improvements related to the development process of these indices have been proposed, and one of them deals with subjectivity in the selection of metrics. In this sense, it has been suggested that selection based on a wide list of metrics and evaluation of these, by means of statistical methods, provides a greater robustness to the selected metrics. This work aimed to select metrics tested and validated with fish assemblages in studies that has developed and applied IMMs to evaluate the environmental quality of rivers and streams in different regions around the world over the last 35 years. From a review of 117 studies, 41 were selected for identification of metrics considered robust for assessing the quality of rivers, resulting in seven selected metrics: % of lithophilic individuals; % of individuals with injuries or abnormalities; number of intolerant species; number of native species; % of omnivorous individuals; % of tolerant individuals; and number of species. The evaluation identified a set of metrics considered to be robust for future development of multimetric indices or other assessment tool for these types of environment.

Keywords: Multimetric indices; Bioindication; Metric Selection; Fish Assemblage

Introdução

O desenvolvimento de índices multimétricos (IMM) com base em assembleias biológicas para avaliação da qualidade ambiental teve origem no início da década de 80 e foi motivado pela necessidade de atender a demanda surgida com a atualização da lei federal de controle de poluição das águas dos EUA. Esta atualização definiu, em 1972, que além de manter a integridade física e química dos recursos hídricos, a integridade biológica também deveria ser assegurada (ANGERMEIER; SCHLOSSER, 1987; DAVIES, 1995; KARR, 1999). Este ato implicou na necessidade de revisão do conceito de integridade biológica e sua forma de monitoramento (DAVIES, 1995) que passou a ser definida como “a capacidade de suportar e manter assembleias de organismos equilibradas, integradas e adaptadas que tenham composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável ao habitat natural da região” (KARR; DUDLEY, 1981). Neste contexto surgiu o primeiro índice multimétrico baseado em parâmetros de assembleias biológicas para avaliação da qualidade ambiental, denominado índice de integridade biótica (IBI) (KARR, 1981).

O IBI proposto por Karr (1981) segue uma abordagem multimétrica com base em atributos /métricas (número de espécies, presença de espécies intolerantes, riqueza de alguns grupos específicos, percentual de indivíduos híbridos, número total de indivíduos, percentual de indivíduos onívoros, percentual de ciprinídeos insetívoros, percentual de indivíduos carnívoros e percentual de indivíduos com doenças ou anomalias) de assembleias de peixes para avaliar a qualidade de riachos da região centro-oeste dos Estados Unidos e veio a se tornar um dos índices mais amplamente utilizados no mundo sendo adotado por agências de gestão das águas nos Estados Unidos e União Europeia, entre outras (KARR, 2006). Adaptações e implementações foram realizadas em praticamente todos os continentes (ROSET et al., 2007), para diferentes grupos biológicos (macro invertebrados, plâncton, plantas, aves, etc) e ambientes (lagos, estuários, ambiente terrestre, etc) dando origem a novos IMM utilizados no monitoramento ambiental de diversos países (BARBOUR et al., 1998; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; HERING et al., 2006; OBERDOFF et al., 2002; PONT et al., 2006; RUARO; GUBIANI, 2013).

A abordagem multimétrica constitui-se, assim, em uma ferramenta que integra diferentes atributos (métricas de assembleias de peixes) que fornecem informações sobre a qualidade ambiental de rios, e que combinados em um índice resultam em um valor único que tentam estimá-la (HERING et al., 2006; KARR, 2006), contudo, sem perder a informação proveniente das métricas individuais (OLIVEIRA; CASTRO; BAPTISTA, 2008).

O processo para se chegar ao valor final do índice envolve a comparação entre valores observados para cada um dos atributos e os valores esperados com base em condições de referência obtidas a partir de locais preservados ou minimamente perturbados (MILLER et al., 1988; OBERDORFF; HUGHES, 1992).

Distúrbios de origem antrópica levam a alterações de atributos chave dos ecossistemas aquáticos como qualidade da água, estrutura do habitat, regime hidrológico, fluxo de energia e interações biológicas (KARR; DUDLEY, 1981). Pressupõe-se que os organismos respondem de diferentes formas a estas alterações dos ecossistemas (FAUSCH; KARR; YANT, 1984; HUGHES; NOSS, 1992) e refletem, portanto, a condição ambiental imposta pela degradação.

A classificação das métricas em categorias está relacionada à tentativa de contemplar diferentes dimensões ecológicas e biológicas (riqueza/diversidade, composição, abundância, reprodução, trófica, sensibilidade/tolerância, saúde) de uma assembleia que podem fornecer diferentes informações a respeito da condição ambiental imposta pela degradação, uma vez que cada uma das dimensões apresentam sensibilidade diferenciada às diferentes fontes de interferência antrópica (FAUSCH; KARR; YANT, 1984; HUGHES; NOSS, 1992). A utilização de métricas pertencentes ao maior número de categorias na elaboração de um IMM é sugerida (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; KARR, 1993) com o objetivo de aumentar sua sensibilidade em detectar respostas à degradação de origem e naturezas variadas (FAUSCH; KARR; YANT, 1984; HUGHES; NOSS, 1992).

O aperfeiçoamento do processo de desenvolvimento de IMM vem sendo realizado desde sua proposição inicial, e tem abordado questões relativas à definição dos locais de referência, critérios de pontuação geral do índice, e procedimentos para seleção e validação de métricas (DAUWALTER; JACKSON, 2004).

O processo de seleção de métricas é um dos fatores fundamentais para que o desenvolvimento e a aplicação de IMM obtenham sucesso (KARR, 2006). A utilização de métricas inadequadas reduz a robustez do índice, comprometendo o

resultado final (FAUSCH et al., 1990). Roset et al (2007) defendem que as métricas sejam selecionadas a partir de um leque amplo de opções de métricas candidatas, tendo sua sensibilidade testada por meio de métodos estatísticos.

Os testes estatísticos aos quais as métricas são submetidas ao longo do processo de seleção têm como objetivo avalia-las quanto a algumas características esperadas para uma métrica eficiente em distinguir os locais degradados e os preservados (HERING et al., 2006; MOYA et al., 2011; PONT et al., 2009), no entanto, estes testes ainda variam bastante entre os estudos (STODDARD et al., 2008). Entre os mais citados na literatura (HERING et al., 2006; HUGHES et al., 1998; MCCORMICK et al., 2001; STODDARD et al., 2008; TERRA et al., 2013) estão: i) correlação com gradientes naturais, evitando o efeito de confusão entre variabilidade natural e alteração por influência antrópica; ii) sensibilidade (capacidade de resposta à distúrbios antrópicos), permitindo a distinção entre locais degradados e não impactados ou minimamente impactados; iii) redundância, evitando um número elevado de métricas que não agreguem informações adicionais; iv) sinal/ruído, avaliando a influência espacial e temporal na aplicabilidade da métrica; e v) amplitude de variação, evitando métricas com baixa capacidade de diferenciação entre os locais (p.ex. métricas com valor zero em 70% das amostras) (HUGHES et al., 1998; MCCORMICK et al., 2001; WHITTIER et al., 2007).

Ao desenvolver um IMM um fator fundamental para a seleção das métricas é a escala espacial que se pretende abranger. Áreas menores, geralmente, sofrem menor influência de fatores geográficos, ambientais e bióticos e proporcionam índices mais precisos, porém, de aplicabilidade mais restrita. Grandes áreas por sua vez resultam em IMM com menor grau de precisão, porém, de maior aplicabilidade. O uso de métricas generalistas (funcionais) tende a ser mais eficiente para escalas espaciais mais amplas, pois reduzem a sensibilidade em relação às diferenças ambientais, geográficas e das assembleias biológicas (PONT et al., 2006). Assim, o uso desse tipo de métrica tem sido sugerido em trabalhos que pretendem abranger uma ampla escala espacial, trazendo como vantagem o aumento da possibilidade de comparação entre trabalhos realizados em diferentes regiões (PONT; HUGUENY; ROGERS, 2007; RUARO; GUBIANI, 2013; STODDARD et al., 2008).

O consistente embasamento em teorias ecológicas e a elevada capacidade de adaptação a diferentes contextos (tipos de ambientes e de bioindicadores) fazem

dos IMM uma ferramenta promissora para avaliação da qualidade ambiental (EMERY et al., 2003; MILLER et al., 1988; SIMON; LYONS, 1995).

A evolução do processo de seleção e validação de métricas é uma fonte em potencial para identificação de métricas robustas para utilização em novos índices ou ferramentas de avaliação da qualidade ambiental baseadas em assembleias biológicas.

Portanto, este trabalho teve como objetivo selecionar métricas de assembleias de peixes testadas e validadas em trabalhos que desenvolveram e aplicaram IMM para avaliação da qualidade ambiental de rios e riachos qualificando-as como mais robustas para serem utilizadas em futuros índices ou outras ferramentas de avaliação da qualidade ambiental dos recursos hídricos. Para tal, foram considerados estudos realizados em diferentes regiões ao redor do mundo, visando a obtenção de métricas generalistas que minimizem o efeito da variabilidade ambiental, geográfica e das assembleias de peixes, aumentando o potencial de aplicação da ferramenta de avaliação.

Metodologia

Obtenção dos dados

Foi realizado um levantamento dos trabalhos que utilizaram IMM baseado em dados de assembleias de peixes para avaliação da qualidade de rios e riachos usando o Science Citation Index Expanded 1945-2016 (até abril). Apenas os campos de abstract, título e palavras-chave foram pesquisados para evitar a inclusão de artigos irrelevantes e apenas artigos escritos em Inglês e com arquivos disponíveis com texto completo foram considerados, além de publicações de agências/órgãos ambientais que utilizaram IMM para gestão ambiental.

As palavras-chave de busca foram agrupadas em três categorias: (i) palavras-chave relacionadas com a utilização de IMM (por exemplo, *index*, *multimetric*, IBI, MMI), (ii) palavras-chave relacionadas com grupos de organismos para evitar estudos de outros grupos taxonômicos (por exemplo, *fish**, *ichthyofauna**), (iii) palavras-chave associadas com o ambiente para restringir a pesquisa a habitats de água doce, mais especificamente rios e riachos (por exemplo, *river*, *stream**).

Como uma busca por palavras-chave não garante contexto, uma seleção manual foi realizada através da leitura de todos os resumos dos trabalhos obtidos para identificar apenas os artigos que de fato abordavam o conteúdo buscado. Uma vez que o interesse se restringia aos trabalhos que aplicaram testes para selecionar e validar métricas a partir de um conjunto de métricas candidatas, as metodologias também foram lidas para selecionar aqueles que realizaram tais procedimentos. Foram considerados para análise apenas os artigos que apresentaram o conjunto de todas as métricas candidatas testadas.

Análise dos dados

Primeiramente foram verificados quais são os testes mais aplicados no processo de seleção e validação de métricas e a frequência de utilização dos mesmos nos trabalhos avaliados. Em seguida, foram verificados, para cada trabalho, o número de métricas testadas, o número de métricas selecionadas que passaram a compor o índice final e o número de testes aos quais foram submetidas as métricas a fim de verificar algum padrão relacionado a estas variáveis. Verificou-se ainda o número de categorias (dimensões ecológicas e biológicas) representadas pelas métricas que compuseram os IMM finais em cada trabalho.

Do total de métricas foram eliminadas aquelas testadas menos de 4 vezes e as aprovadas menos de 4 vezes, o que equivale a aproximadamente 10% dos trabalhos avaliados. Este procedimento visou desconsiderar métricas muito específicas utilizadas nos estudos que avaliaram uma região ou ambiente com características muito peculiares, mas que nestes casos específicos foram testadas e aprovadas.

Para selecionar as métricas mais robustas foi elaborada uma matriz com as informações de todos os trabalhos selecionados e calculados, para cada métrica, três indicadores de robustez a saber: percentual de aprovação (%AP); índice de aprovação geral (IapG); e o índice de aprovação nos testes (IapT). Os indicadores utilizados foram criados para identificar as métricas que mais se destacaram no grupo de trabalhos avaliados.

Índice de aprovação nos testes (IapT):

$$IapT = (\sum \%apT) / NtT * Ntap$$

Onde:

%apT é o percentual de aprovação da métrica em cada tipo de teste;

NtT é o número total de testes possíveis

Ntap é o número total de vezes que a métrica foi aprovada

O índice de aprovação geral (lapG):

$$\text{lapG} = \%ap * \text{Ntap}$$

Onde:

%ap é o percentual de aprovação da métrica; e

Ntap é o número total de vezes que a métrica foi aprovada

O índice de dissimilaridade de *Bray-Curtis* foi utilizado como índice de distância da pontuação dos indicadores entre as amostras (métricas) em uma análise de ordenação indireta utilizando o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). A confiabilidade na eficiência deste mapeamento é medida através da expressão do valor de “*Stress*”, o qual aumenta com a redução bidimensional da ordenação dos pontos, assim como no aumento quantitativo de dados. O resultado de uma análise de agrupamento (UPGMA) das métricas com base na pontuação dos indicadores considerados (% AP, lapG e lapT) foi superposta sobre o diagrama da ordenação (NMDS) visando definir grupos de métricas com maior similaridade. A significância da diferença entre os grupos de métricas foi testada por meio de uma análise de perfil da similaridade (SIMPROF). Estes procedimentos foram realizados utilizando-se os modelos matemáticos disponíveis no programa *PRIMER 6.1.12 for Windows* (CLARKE; GORLEY, 2006).

Para verificar as categorias (dimensões ecológicas e biológicas) representadas pelas métricas selecionadas como mais robustas foi proposto um conjunto de categorias e critérios para classificação das métricas. Esta proposta visou padronizar o processo de categorização das métricas, visto que diversos trabalhos não realizaram esta categorização, e quanto aos que realizaram, foi observada uma grande divergência quanto à denominação das categorias atribuídas as métricas.

As categorias originais registradas nos trabalhos e que representavam as mesmas dimensões ecológicas/biológicas, porém, com denominações diferentes foram agrupadas. Em seguida, categorias que consideravam mais de uma dimensão foram excluídas restando apenas a dimensão ainda não representada pelo procedimento anterior. O conjunto de categorias proposto seguiu a categorização apresentada por Whittier et al. (2007), acrescida da categoria “saúde” (STEEDMAN, 1988).

Para a classificação das métricas entre as categorias foi adotado o critério apresentado no QUADRO 1. Foi considerada a unidade de medida da métrica somada a uma característica que representa uma dimensão ecológica/biológica para determinar a categoria a qual a métrica pertence. Assim, quando o parâmetro foi o número de indivíduos ou o % de indivíduos seguido da dimensão trófica (p. ex. onívoros), a categoria correspondente foi trófica, e assim sucessivamente.

QUADRO 1 - Critérios de classificação das métricas em categorias que representam as diferentes dimensões ecológicas/biológicas das assembleias de peixes.

Parâmetro (métrica)	Dimensão	Categoria
Número de famílias	Obs: incluindo ou não as métricas seguidas da variação nativa (o), nativas (os)	Riqueza/Diversidade
Número de famílias de um grupo específico		
Número de espécies		
Número de espécies de um grupo específico		
Diversidade de um grupo específico		
Dominância de um grupo específico		
% de espécies de um grupo específico	Obs: incluindo ou não as métricas seguidas da variação nativa (o), nativas (os)	Composição
% de espécies nativas		
% de indivíduos de um grupo específico		
% de indivíduos nativos		
% biomassa de um grupo específico		
Número de indivíduos de um grupo específico	Obs: incluindo ou não as métricas seguidas da variação nativa (o), nativas (os)	Abundância
CPUE de um grupo específico		
Densidade de um grupo específico		
Biomassa		
Biomassa m ²		
Biomassa de um grupo específico		

(Continua)

QUADRO 1 (Continuação) - Critérios de classificação das métricas em categorias que representam as diferentes dimensões ecológicas/biológicas das assembleias de peixes.

Parâmetro (métrica)	Dimensão	Categoria
Número de espécies	<p>Seguida de uma característica que represente uma das dimensões: Exóticas; História de vida; Reprodução; Saúde; Trófica; Habitat; Sensibilidade/Tolerância.</p>	<p>Nome da Própria Dimensão</p>
Número de espécies de um grupo específico		
Número de indivíduos		
Número de indivíduos de um grupo específico		
% de indivíduos		
% de indivíduos um grupo específico		
CPUE de espécies		
CPUE de indivíduos		
Densidade de espécies		
Densidade de indivíduos		
Biomassa		
% biomassa		

Resultados

As buscas nas bases de dados resultaram em um total de 117 trabalhos que utilizaram IMM com base em peixes para avaliar a condição de rios e/ou riachos em diversas partes do mundo. Cinquenta deles envolveram testes de métricas; e destes, 41 apresentaram todas as métricas candidatas testadas consistindo, portanto, na base de dados analisada no presente estudo.

Os 5 testes utilizados com maior frequência no processo de seleção de métricas e a representatividade dos mesmos foi de: sensibilidade (31), correlação (29), redundância (29), variação (21) e sinal/ruído (9) trabalhos.

O número de métricas candidatas submetidas aos testes de seleção, nos trabalhos originais analisados neste estudo, variou de 10 à 254 e o número de métricas selecionadas variou de 3 à 27. O número de testes utilizados para seleção das métricas por trabalho variou de 1 à 5, enquanto o número de categorias representadas por métricas que compuseram os IMM definitivos variou de 2 à 9 (TABELA 1).

Foram registradas 865 métricas testadas, das quais, 218 foram aprovadas em, pelo menos, um dos trabalhos para compor o índice final. O conjunto de métricas analisado para selecionar as mais robustas, por sua vez, foi limitado às 89 métricas

que foram testadas, pelo menos, 4 vezes, o que representa aproximadamente 10% do total de trabalhos avaliados. Das 89 métricas, 26 foram eliminadas por não terem sido aprovadas nenhuma vez. Das 63 métricas restantes, 45 foram eliminadas por terem sido aprovadas em menos de 4 (10%) dos trabalhos, resultando em 18 métricas (TABELA 2) a serem avaliadas para selecionar as mais robustas.

TABELA 1 - Relação dos 41 trabalhos analisados apresentando para cada um deles o número de métricas testadas (Nº MT), o número de métricas aprovadas (Nº MA), o número de categorias que tiveram métricas testadas (Nº CMT), o número de categorias que tiveram métricas aprovadas (Nº CMA) e o número de testes aos quais as métricas foram submetidas (Nº T).

Trabalhos avaliados	Nº MT	Nº MA	Nº CMT	Nº CMA	Nº T
(KRAUSE et al., 2013)	254	6	9	6	5
(WHITTIER et al., 2007)	243	14	9	7	5
(ESSELMAN et al., 2013)	85	15	7	5	5
(PEARSON et al., 2011)	74	27	10	9	3
(DAUWALTER; JACKSON, 2004)	62	12	7	5	4
(KANNO; VOKOUN; BEAUCHENE, 2010)	61	12	8	5	5
(BELPAIRE et al., 2000)	59	1	10	?	2
(MCCORMICK et al., 2001)	58	9	9	6	5
(SOUTHERLAND et al., 2007)	57	11	7	6	1
(IVASASKAS; BETTOLI, 2014)	56	8	7	3	2
(MAGALHÃES; RAMALHO; COLLARES-PEREIRA, 2008)	55	5	9	5	4
(EMERY et al., 2003)	53	13	10	8	4
(JIA; SUI; CHEN, 2013)	45	6	10	5	3
(MATZEN; BERGE, 2008)	42	6	8	2	2
(TERRA et al., 2013)	41	6	6	4	5
(WU et al., 2014)	39	6	7	4	4
(RABURU; MASESE, 2012)	33	12	8	7	3
(LYONS, 2012)	33	8	7	5	3
(ROTH et al., 1998)	29	10	8	7	1
(TEJERINA-GARRO et al., 2006)	28	9	4	3	2
(BREINE et al., 2004)	27	9	9	7	3
(PINE; ALLEN; DREITZ, 2001)	26	10	8	8	4
(LYONS, 2006)	25	7	7	5	1
(LOGEZ; PONT, 2011)	24	4	5	3	2

(Continua)

TABELA 1 (Continuação) - Relação dos 41 trabalhos analisados apresentando para cada um deles o número de métricas testadas (Nº MT), o número de métricas aprovadas (Nº MA), o número de categorias que tiveram métricas testadas (Nº CMT), o número de categorias que tiveram métricas aprovadas (Nº CMA) e o número de testes aos quais as métricas foram submetidas (Nº T).

Trabalhos avaliados	Nº MT	Nº MA	Nº CMT	Nº CMA	Nº T
(CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009)	22	5	7	3	2
(SHEARER; BERRY, 2002)	22	10	7	7	4
(LYONS; WANG; SIMONSON, 1996)	22	6	7	4	2
(DOS SANTOS; ESTEVES, 2015)	20	8	7	7	3
(STOJKOVIĆ et al., 2014)	17	9	9	5	3
(ABOUA; KOUAMÉLAN; N'DOUBA, 2012)	16	6	4	4	2
(ESTEVES; ALEXANDRE, 2011)	16	10	6	6	1
(HUGHES et al., 1998)	16	13	9	7	5
(MEBANE, 2003)	16	11	6	6	5
(PINTO et al., 2007)	15	8	8	4	3
(LANGDON, 2001)	14	6	5	5	2
(OBERDOFF et al., 2002)	14	7	6	6	3
(STEVENS; T. COUNCIL, 2008)	12	3	7	2	3
(CASATTI; TERESA, 2012)	12	11	4	3	1
(HARRIS; SILVEIRA, 1999)	12	11	7	7	2
(STEVENS; COUNCI; SULLIVAN, 2010)	12	5	7	3	2
(STEEDMAN, 1988)	10	10	5	5	1

TABELA 2 - Relação das 18 métricas submetidas à seleção das qualificadas como mais robustas, suas siglas (COD), o número de trabalhos em que foram testadas (NT), o número de trabalhos em que foram aprovadas (NA), o percentual de aprovação (%AP), o índice de aprovação geral (lapG), e o índice de aprovação nos testes (lapT).

Métricas	COD	Categorias	NT	NA	% AP	lapG	lapT
% de indivíduos detritívoros	%IDET	Trófica	5	4	80	320,0	250,0
Número de espécies reofílicas	NSREO	Habitat	5	4	80	320,0	183,3
% de indivíduos litofílicos	%ILITO	Reprodução	15	9	60	540,0	466,7
% de indivíduos doentes, machucados ou com anomalias	%IDMA	Saúde	14	7	50	350,0	350,0
Número de espécies intolerantes	NSINTO	Sensibilidade/Tolerância	21	10	48	476,2	466,7
% de espécies tolerantes	%STOL	Sensibilidade/Tolerância	13	6	46	276,9	300,0
Número de espécies bentônicas	NSBENT	Habitat	11	5	45	227,3	216,7
% de indivíduos nativos	%INAT	Composição	9	4	44	177,8	166,7
Número de espécies nativas	NSNAT	Riqueza/ Diversidade	28	12	43	514,3	516,7
% de indivíduos onívoros	%IONI	Trófica	29	11	38	417,2	550,0
% de indivíduos tolerantes	%ITOL	Sensibilidade/Tolerância	24	9	38	337,5	466,7
% de indivíduos insetívoros	%IINSET	Trófica	11	4	36	145,5	133,3
Número de espécies	NS	Riqueza/ Diversidade	23	8	35	278,3	400,0
CPUE	CPEU	Abundância	18	6	33	200,0	283,3
% de indivíduos invertívoros	%IINVERT	Trófica	19	6	32	189,5	283,3
Número de indivíduos	NI	Abundância	13	4	31	123,1	150,0
% de indivíduos piscívoros	%IPISC	Trófica	14	4	29	114,3	216,7
% de indivíduos carnívoros de topo	%ICARN	Trófica	20	5	25	125,0	200,0

Métricas qualificadas como mais robustas encontram-se em negrito.

A análise de agrupamento realizada para o conjunto das 18 métricas separou as mesmas em dois grupos com base nos indicadores %AP, lapG, e lapT. O primeiro grupo (azul), composto por 7 métricas, (%ILITO), (%IDMA), (NSINTO), (NSNAT), (%IONI), (%ITOL) e (NS) e o segundo (verde), composto por 11 métricas (%IPISC), (%ICARN), (%INAT), (%IINSET), (NI), (%IDET), (NSREO), (NSBENT), (%STOL), (CPEU) e (%IINVERT) (FIGURA 1). A análise de perfil da similaridade (SIMPROF) indicou diferença significativa entre os grupos de métricas ($p = 0,002$), embora a similaridade entre os mesmos tenha sido de 60%.

No mapa bidimensional da análise de ordenamento (NMDS) apresentado na FIGURA 2 foi plotado o resultado da análise de agrupamento para evidenciar a similaridade entre as métricas.

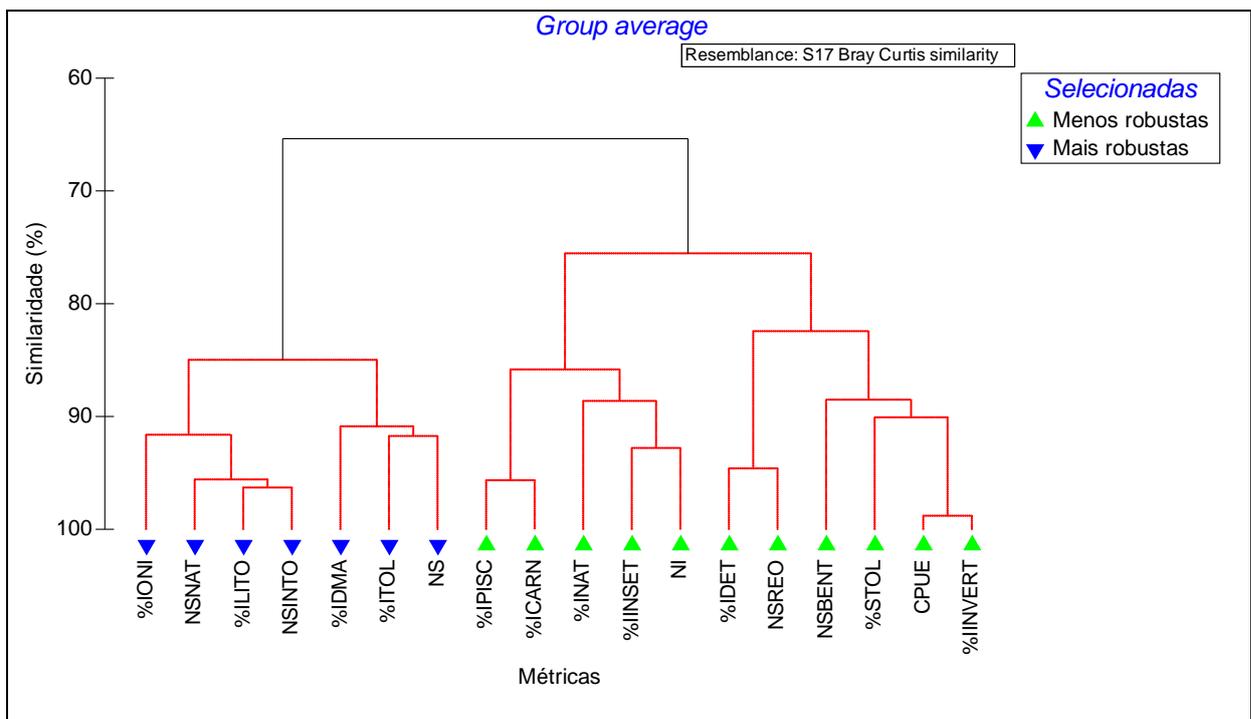


FIGURA 1 - Resultado da análise de agrupamento das métricas a serem qualificadas como mais robustas

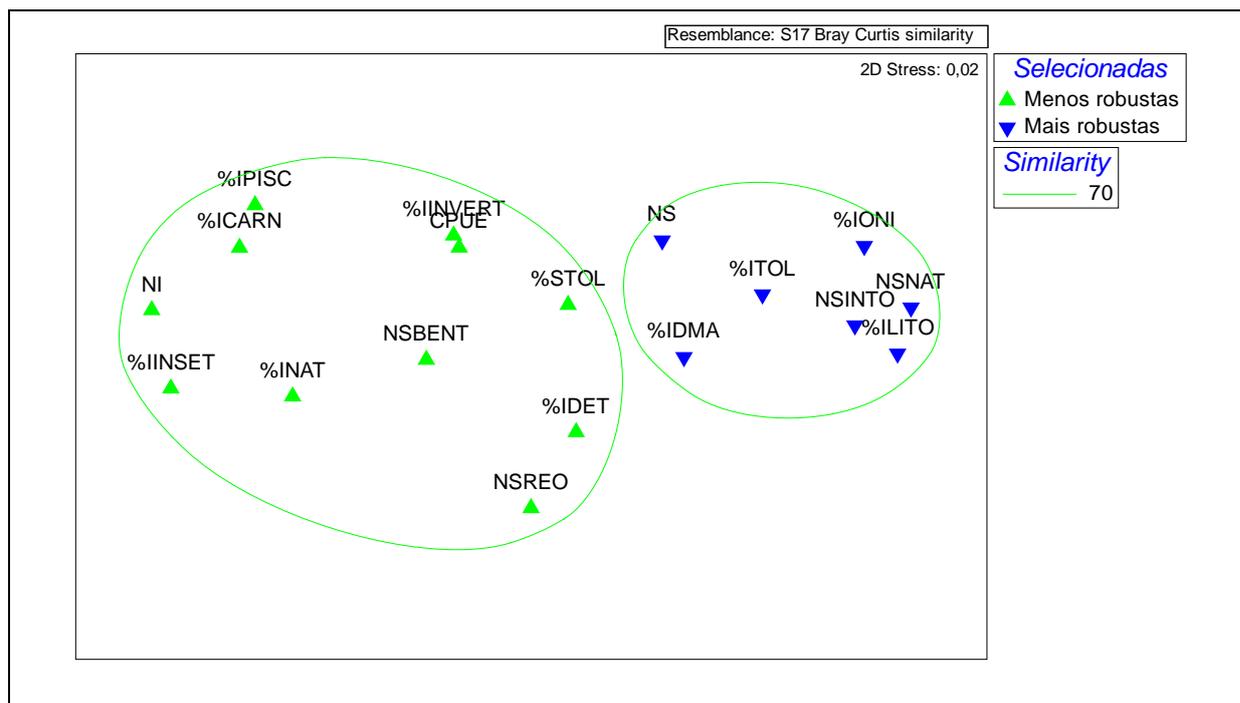


FIGURA 2 - Mapa bidimensional da ordenação (NMDS) das métricas submetidas à análise de seleção para qualificação como mais robustas

O grupo formado por sete métricas apresentou os melhores resultados, com base nos indicadores de robustez utilizados e, portanto, as métricas que compuseram o mesmo, foram consideradas as mais robustas. Cinco delas (%ILITO, %IDMA, NSINTO, NSNAT e %IONI) foram submetidas a seis tipos de testes, (%ITOL) a cinco tipos e (NS) a quatro tipos; e representaram cinco categorias de métricas, Sensibilidade/Tolerância (NSINTO e %ITOL), Riqueza/Diversidade (NSNAT e NS), Reprodução (%ILITO), Saúde (%IDMA) e Trófica (%IONI) (TABELA 3).

TABELA 3 - Relação das métricas qualificadas como mais robustas, suas siglas (COD), categorias e tipos de testes aos quais foram submetidas (NTS)

MÉTRICAS	COD	CATEGORIA	NTS
% de indivíduos litofílicos	%ILITO	Reprodução	6
% de indivíduos doentes, machucados ou com anomalias	%IDMA	Saúde	6
Número de espécies intolerantes	NSINTO	Sensibilidade/ Tolerância	6
Número de espécies nativas	NSNAT	Riqueza/ Diversidade	6
% de indivíduos onívoros	%IONI	Trófica	6
% de indivíduos tolerantes	%ITOL	Sensibilidade/ Tolerância	5
Número de espécies	NS	Riqueza/ Diversidade	4

A classificação das métricas nas categorias propostas pelo presente trabalho foi necessária, uma vez que apenas 28 trabalhos realizaram tal classificação e apresentaram pequena padronização, resultando em 35 categorias, muitas das quais são redundantes, diferindo apenas quanto à denominação, ou ainda se constituem em uma combinação de duas ou mais categorias (TABELA 4).

As categorias de métricas mais representativas nos 41 trabalhos, com base na reclassificação proposta, em número de vezes que estiveram presentes no índice final foram: Trófica (34), Hábitat (32), Sensibilidade/Tolerância (31), Riqueza/Diversidade (27), Composição (26), Abundância (22), Reprodução (18), Exótica (8), Saúde (8) e História de Vida (4).

TABELA 4 - relação das categorias originais registradas nos 28 trabalhos que realizaram a classificação das métricas, o número de trabalhos em que foram testadas (NCT) e o percentual de trabalhos em que foram testadas (%NCT)

Categoria de Métricas	Número de Trabalhos que tiveram métricas candidatas testadas	(%) de Trabalhos que tiveram métricas candidatas testadas
Trófica *	23	82,1
Sensibilidade/Tolerância *	16	57,1
Reprodução *	11	39,3
Riqueza **	11	39,3
Habitat *	10	35,7
Abundância *	9	32,1
Abundância e Saúde	9	32,1
Composição *	8	28,6
Riqueza e Composição	8	28,6
Exóticas *	4	14,3
Espécies indicadoras	4	14,3
História de vida *	4	14,3
Diversidade **	3	10,7
Global	2	7,1
Abundância e Riqueza	1	3,6
Biomassa	1	3,6
População de <i>Salvelinus fontinalis</i>	1	3,6
Composição e Abundância	1	3,6
Diversidade e Abundância	1	3,6
Diversidade e Composição	1	3,6
Funcional	1	3,6
Saúde*	1	3,6

(Continua)

TABELA 4 (Continuação) - relação das categorias originais registradas nos 28 trabalhos que realizaram a classificação das métricas, o número de trabalhos em que foram testadas (NCT) e o percentual de trabalhos em que foram testadas (%NCT)

Categoria de Métricas	Número de Trabalhos que tiveram métricas candidatas testadas	(%) de Trabalhos que tiveram métricas candidatas testadas
Saúde e Sensibilidade/Tolerância	1	3,6
Espécies indicadoras e Composição	1	3,6
Riqueza e Diversidade	1	3,6
Riqueza, Composição e Dominância	1	3,6
Sensibilidade/Tolerância e Reprodução	1	3,6
Vazão	1	3,6
Estrutura e função	1	3,6
Taxonômica	1	3,6
Riqueza taxonômica	1	3,6
Térmica	1	3,6
Trófica e Habitat	1	3,6
Abundância e Biomassa	1	3,6
Migração	1	3,6

*Categorias consideradas na proposta de classificação do presente trabalho.

**Categorias que foram unificadas e considerada uma na proposta de classificação do presente trabalho.

Discussão

No que se refere ao processo de definição das métricas a serem utilizadas no IMM final, verifica-se a indicação do uso mais rigoroso de testes estatísticos com o objetivo de avaliar a eficiência das mesmas (MCCORMICK et al., 2001), além de reduzir a subjetividade do processo de seleção das métricas (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; HUGHES et al., 1998; MCCORMICK et al., 2001), originalmente realizado, a priori, com base no conhecimento de especialistas sobre a ecologia das assembleias biológicas da região em estudo (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; WHITTIER et al., 2007).

Considerando que dos 117 trabalhos levantados que utilizaram IMM com base em peixes para avaliar a condição de rios e/ou riachos cinquenta (50) submeteram as métricas a testes estatísticos para seleção das que deveriam compor o índice final, e apenas cinco destes trabalhos foram realizados antes do ano de 2000 (período que corresponde às duas primeiras décadas da utilização da abordagem multimétrica), verifica-se que a indicação do uso deste procedimento tem sido seguida nos últimos

15 anos, conferindo maior robustez às métricas e objetividade ao processo de seleção.

Os testes identificados como os mais aplicados para seleção das métricas, **correlação**; **sensibilidade**; **redundância**; **sinal/ruído**; e **amplitude de variação**, tem como objetivo avalia-las quanto a algumas características esperadas em uma métrica capaz de permitir a identificação da qualidade ambiental de um rio. Assim, o uso de métricas aprovadas nestes testes aumentam a possibilidade de desenvolvimento de um IMM que apresente um resultado mais preciso (HERING et al., 2006; MOYA et al., 2011; PONT et al., 2009; ROSET et al., 2007).

Embora venha sendo notado o aumento do uso de testes estatísticos no processo de seleção de métricas (MCCORMICK et al., 2001; ROSET et al., 2007) eles ainda variam bastante entre os estudos (STODDARD et al., 2008). Essa observação é corroborada pela avaliação dos tipos e número total de testes aplicados para a seleção de métricas no grupo dos 41 trabalhos considerados como base de análise do presente trabalho.

Além da importância de submeter as métricas à testes Roset et al. (2007) argumentam que as métricas selecionadas sejam escolhidas a partir de um leque amplo de opções, o que vem se tornando prática comum, principalmente nos últimos 15 anos, conforme verificado no presente trabalho, período no qual o número de métricas candidatas submetidas a testes para seleção das definitivas tem sido superior a 50 em muitos casos, a exemplo de 300 métricas candidatas (PONT et al., 2009), entre 200 e 300 métricas (KRAUSE et al., 2013; MARZIN et al., 2014; WHITTIER et al., 2007), entre 50 a 100 métricas (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; BELPAIRE et al., 2000; DAUWALTER; JACKSON, 2004; ESSELMAN et al., 2013; IVASAUSKAS; BETTOLI, 2014; KANNO; VOKOUN; BEAUCHENE, 2010; LOGEZ; PONT, 2011; MAGALHÃES; RAMALHO; COLLARES-PEREIRA, 2008; MCCORMICK et al., 2001; MOSTAFAVI et al., 2015; PEARSON et al., 2011; PONT et al., 2006).

No entanto, alguns autores têm recorrido à trabalhos anteriores realizados na mesma região ou em regiões semelhantes para identificar métricas já validadas para compor o rol de métricas a serem testadas junto com aquelas propostas pelos mesmos, compondo um conjunto de métricas mais reduzido, porém, mais qualificadas.

As métricas qualificadas como mais robustas pelo presente trabalho foram selecionadas com base tanto em trabalhos que adotaram a abordagem de seleção a partir de um amplo conjunto de métricas testadas como naqueles que testaram um conjunto de métricas menor, porém, já validadas em estudos anteriores e que, portanto, passaram por mais de um processo de validação. O que de certa forma confere maior robustez às métricas selecionadas.

Procedimentos para uma seleção rigorosa de métricas tem sido cada vez mais utilizados, por outro lado, estudos para avaliar o número ideal de métricas a serem combinadas no índice final são raros (ROSET et al., 2007). Durante o processo de elaboração dos IMM para planícies costeiras e não costeiras Roth *et al.* (1998) abordaram a questão do número de métricas a ser utilizado e testaram a eficiência máxima de classificação dos IMM por meio da combinação de métricas e verificaram o melhor resultado, (87%) de acerto, para planícies costeiras a partir de um IMM composto por 5 métricas, e (83%) para planícies não costeiras com 4 métricas. No entanto, com o intuito de contemplar as diferentes categorias de métricas foram adicionadas métricas de cada uma delas chegando a um resultado final de 8 métricas para cada estrato, com índices de acerto na classificação de 81 e 83% para as planícies costeiras e não costeiras, respectivamente.

A classificação das métricas em categorias e o uso de métricas de todas as classes tem sido sugerido como ideal (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; KARR, 1993), contudo, quais e quantas categorias devem ser contempladas não são questões bem definidas na literatura, conforme verificado pela avaliação relacionada às categorias de métricas apresentada no presente estudo.

Inicialmente Karr (1981) classificou as métricas nas categorias “Composição/Riqueza de espécies” e “fatores ecológicos”, posteriormente os fatores ecológicos foram diferenciados nas categorias “Trófica” e “Abundância/Condição” (FAUSCH; KARR; YANT, 1984). Novas categorias foram sendo criadas, inclusive combinando mais de uma dimensão ecológica/biológica, resultando em um número elevado de possibilidades de categorias, muitas das quais, por vezes, diferem apenas na nomenclatura.

No que se refere ao número ideal de métricas versus a contemplação das diversas categorias surge um impasse que merece reflexão e uma avaliação mais aprofundada. É válido atender a orientação de contemplar todas as categorias de métricas (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; KARR, 1993), mesmo que

isso implique em redução da eficiência do índice em classificar as áreas quanto à qualidade ambiental conforme observado por Roth et al. (1998) no caso das planícies costeiras?

Embora não tenha sido objeto de avaliação do presente trabalho, algumas observações sugerem que a categorização das métricas é secundária em relação à eficiência de classificação da qualidade ambiental do IMM. Visto que os IMM produzidos pelos trabalhos avaliados diferem tanto em relação às categorias de métricas quanto em relação ao número de categorias que compuseram os IMM finais, e, mesmo assim, mostraram-se eficientes quanto ao objetivo de avaliar a qualidade do ambiente. O número ideal de métricas, por sua vez, merece uma investigação mais aprofundada em trabalhos futuros, pois embora o número de métricas utilizadas nos trabalhos analisados tenha apresentado variação não é possível inferir, com base nas informações disponíveis, sobre a influência deste número na eficiência dos índices.

Áreas menores, geralmente, sofrem menor influência de fatores geográficos, ambientais e bióticos e proporcionam índices mais precisos, porém, de aplicabilidade mais restrita. Grandes áreas por sua vez resultam em IMM com menor grau de precisão, porém, de maior aplicabilidade. O uso de métricas generalistas (funcionais) tende a ser mais eficiente para escalas espaciais mais amplas e reduzem a sensibilidade em relação às diferenças ambientais, geográficas e das assembleias biológicas (PONT et al., 2006). Assim, o uso desse tipo de métrica tem sido sugerido em trabalhos de ampla escala espacial em detrimento das métricas mais específicas (taxonômicas), trazendo ainda como vantagem o aumento da possibilidade de comparação entre trabalhos realizados em diferentes regiões (PONT; HUGUENY; ROGERS, 2007; RUARO; GUBIANI, 2013; STODDARD et al., 2008).

Considerando que o presente trabalho tem a intenção de apresentar um conjunto de métricas robustas de aplicabilidade geral, optamos por analisar as publicações que fazem referência a diferentes regiões de diversos países dos cinco continentes e que foram desenvolvidos em diferentes tipos de sistemas hídricos (rios de pequeno, médio e grande porte, riachos, com diferentes regimes térmicos). Desta forma, era esperado identificar um número limitado de métricas consideradas robustas, e que elas fossem generalistas em sua maioria, em função de tamanha diversidade geográfica e ambiental envolvida.

Em uma tentativa de desenvolver um IMM para escala continental Pont et al. (2006) chegaram a um conjunto de 10 métricas, a partir de 58 candidatas, capazes de classificar os rios europeus quanto a sua qualidade ambiental, e atribuíram o sucesso em alcançar tal objetivo ao: uso de métricas generalistas, reduzindo a sensibilidade do índice às diferenças ambientais que influenciam na composição faunística; por considerar os principais fatores que afetam a estrutura das assembleias, reduzindo a influência da variabilidade geográfica; e por considerar uma variável biológica regionalizada (assembleias de peixes) aumentando a flexibilidade espacial do índice. Quatro das métricas selecionadas por estes autores estão presentes entre as sete selecionadas no presente estudo, embora 3 delas tenham sido expressas de forma diferente.

O conjunto final das sete métricas qualificadas como mais robustas pelo presente trabalho ter sido composto por métricas generalistas, assim como a semelhança com as métricas que compuseram o IMM elaborado para avaliar os rios europeus (PONT et al., 2006), maior escala espacial entre os trabalhos analisados, sugerem que elas se constituem em um importante ponto de partida que pode contribuir para o desenvolvimento de futuros IMM ou de outras ferramentas baseadas em bioindicadores para avaliação da qualidade ambiental de rios e riachos.

Conclusão

A avaliação dos trabalhos que utilizaram IMM com base em parâmetros das assembleias de peixes para avaliar a qualidade ambiental de rios e riachos permitiu identificar um conjunto de métricas robustas para utilização no desenvolvimento de futuros índices multimétricos. O fato de terem sido analisados trabalhos realizados em diferentes regiões e que avaliaram recursos hídricos com características diversificadas em praticamente todos os continentes conferiu maior robustez às métricas selecionadas, uma vez que se destacaram, mesmo frente à tamanha diversificação geográfica e ambiental. Deve-se considerar, entretanto, a possibilidade de que algumas delas não apresentem a eficiência desejada em condições muito peculiares, ou ainda, a inclusão de métricas complementares mais específicas, que venham a ser testadas e aprovadas, para avaliar as regiões em questão que apresentem características muito peculiares.

Os principais testes utilizados para selecionar as métricas visam avaliar as características esperadas de uma boa métrica como a capacidade de diferenciar locais impactados dos preservados ou menos impactados, apresentar respostas previsíveis às interferências antrópicas, apresentar baixa sensibilidade a fatores espaciais e temporais, apresentar uma variação que permita distinção entre os locais e, por fim, a redundância entre métricas, contudo, um protocolo de seleção que indique o uso de todos os testes tornaria o processo mais padronizado e aumentaria a comparabilidade entre os trabalhos, que por vezes optam pela realização de um ou de outro teste.

A utilização de métricas que representem as diversas dimensões ecológicas e biológicas das assembleias de peixes se aproxima de um consenso na literatura, por aumentar a possibilidade de detecção de respostas à diferentes interferências antrópicas, que podem ser refletidas de forma e intensidade variáveis por estas diferentes dimensões. No entanto, a definição das categorias que representam as diferentes dimensões e quais delas devem ser consideradas, assim como os critérios de classificação das métricas, diferem muito entre os trabalhos dificultando comparações que envolvam tal categorização. Portanto, a elaboração de um protocolo de classificação das métricas em categorias padronizadas que contemplem as principais dimensões ecológicas e biológicas das assembleias pode ser uma importante contribuição para a comparação de diferentes trabalhos.

O número de métricas a ser utilizado, por sua vez, é uma questão que merece atenção e uma investigação mais aprofundada em estudos futuros, a fim de fornecer informações mais confiáveis a respeito deste tema ainda pouco abordado no contexto da elaboração de IMM, e que, de certa forma, interage com questões relacionadas à contemplação das dimensões ecológicas/biológicas, uma vez que um número ideal de métricas limitaria as categorias a serem consideradas, ou do contrário, a conclusão de que categorias específicas devem ser consideradas, determinaria um número mínimo de métricas.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia – UFBA. Esta

pesquisa faz parte da dissertação de Mestrado do primeiro autor no Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental do Instituto de Biologia - Universidade Federal da Bahia / Brasil.

Referências Bibliográficas

ABOUA, B. R. D.; KOUAMÉLAN, E. P.; N'DOUBA, V. Development of a fish-based index of biotic integrity (FIBI) to assess the quality of Bandama River in Côte d'Ivoire. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, n. 404, p. 8, 2012.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Biological Integrity versus Diversity as Policy Directives Protecting biotic resources. **BioScience**, v. 44, n. 10, p. 690–697, 1994.

ANGERMEIER, P. L.; SCHLOSSER, I. J. Assessing Biotic Integrity of the Fish Community in a Small Illinois Stream. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 7, n. 3, p. 331–338, jul. 1987.

ANGERMEIER, P. L.; SMOGOR, R. A.; STAUFFER, J. R. Regional Frameworks and Candidate Metrics for Assessing Biotic Integrity in Mid-Atlantic Highland Streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 129, n. February 2015, p. 962–981, 2000.

BARBOUR, M. T. et al. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Second Edition. **US Environmental Protection Agency Office of Water Washington DC**, v. 2nd, p. 339, 1998.

BELPAIRE, C. et al. An Index of Biotic Integrity characterizing sh populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. **Hydrobiologia**, v. 434, p. 17–33, 2000.

BREINE, J. et al. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). **Hydrobiologia**, v. 522, n. 1–3, p. 133–148, 2004.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173–189, 2009.

CASATTI, L.; TERESA, F. B. A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 339–350, 2012.

CLARKE, KR, GORLEY, RN. **PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth**, 2006, 192pp.

DAUWALTER, D. C.; JACKSON, J. R. A Provisional Fish Index of Biotic Integrity for Assessing Ouachita Mountains Streams in Arkansas, U.S.A. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 91, n. 1–3, p. 27–57, fev. 2004.

DAVIES, W. S. Biological Assessment and Criteria: Building on the Past. In: DAVIS, W. S.; SIMON, T. P. (Eds.). **Biological Assessment and Criteria; Tools for Water Resource Planning and Decision Making**. [s.l.] Lewis, 1995. p. 15–29.

DOS SANTOS, F. B.; ESTEVES, K. E. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern

Brazil. **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 532–548, 2015.

EMERY, E. B. et al. Development of a Multimetric Index for Assessing the Biological Condition of the Ohio River. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 132, n. 4, p. 791–808, 2003.

ESSELMAN, P. C. et al. Regional fish community indicators of landscape disturbance to catchments of the conterminous United States. **Ecological Indicators**, v. 26, p. 163–173, 2013.

ESTEVEZ, K. E.; ALEXANDRE, C. V. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 96, n. 3, p. 296–317, 2011.

FAUSCH, K. D. et al. Fish Communities as Indicators of Environmental Degradation. **American Fisheries Society Symposium**, v. 8, p. 123–144, 1990.

FAUSCH, K. D.; KARR, J. R.; YANT, P. R. Regional Application of an Index of Biotic Integrity Based on Stream Fish Communities. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 113, n. 1, p. 39–55, jan. 1984.

HARRIS, J. H.; SILVEIRA, R. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 235–252, 1999.

HERING, D. et al. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 311–324, 2006.

HUGHES, R. M. et al. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 7, p. 1618–1631, jul. 1998.

HUGHES, R. M.; NOSS, R. F. Biological Diversity and Biological Integrity: Current Concerns for Lakes and Streams. **Fisheries**, v. 17, n. 3, p. 11–19, maio 1992.

IVASCAUSKAS, T. J.; BETTOLI, P. W. Development of a Multimetric Index for Fish Assemblages in a Cold Tailwater in Tennessee. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 143, n. 2, p. 495–507, 4 mar. 2014.

JIA, Y.; SUI, X.; CHEN, Y. Development of a fish-based index of biotic integrity for wadeable streams in Southern China. **Environmental Management**, v. 52, n. 4, p. 995–1008, 2013.

KANNO, Y.; VOKOUN, J. C.; BEAUCHENE, M. Development of dual fish multi-metric indices of biological condition for streams with characteristic thermal gradients and low species richness. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 3, p. 565–571, maio 2010.

KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21–27, nov. 1981.

KARR, J. R. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 12, p. 1521–1531, 1993.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 221–234, mar. 1999.

KARR, J. R. Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. **Biologia Ambientale**, v. 20, n. 2, p. 7–18, 2006.

- KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological Perspective on Water Quality Goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55–68, 1981.
- KRAUSE, J. R. et al. A fish index of biotic integrity for South Dakota's Northern Glaciated Plains Ecoregion. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 313–322, 2013.
- LANGDON, R. W. A preliminary index of biological integrity for fish assemblages of small cold water streams in Vermont. **Northeastern Naturalist**, v. 8, n. 2, p. 219–232, 2001.
- LOGEZ, M.; PONT, D. Development of metrics based on fish body size and species traits to assess European coldwater streams. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1204–1215, 2011.
- LYONS, J. A fish-based index of biotic integrity to assess intermittent headwater streams in Wisconsin, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 122, n. 1–3, p. 239–258, 2006.
- LYONS, J. Development and validation of two fish-based indices of biotic integrity for assessing perennial coolwater streams in Wisconsin, USA. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 402–412, 2012.
- LYONS, J.; WANG, L.; SIMONSON, T. D. Development and Validation of an Index of Biotic Integrity for Coldwater Streams in Wisconsin. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 16, n. 2, p. 241–256, maio 1996.
- MAGALHÃES, M. F.; RAMALHO, C. E.; COLLARES-PEREIRA, M. J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: Development and evaluation of a fish-based index. **Fisheries Management and Ecology**, v. 15, n. 4, p. 273–289, 2008.
- MARZIN, A. et al. Uncertainty associated with river health assessment in a varying environment: The case of a predictive fish-based index in France. **Ecological Indicators**, v. 43, p. 195–204, 2014.
- MATZEN, D. A.; BERGE, H. B. Assessing Small-Stream Biotic Integrity Using Fish Assemblages across an Urban Landscape in the Puget Sound Lowlands of Western Washington. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 137, n. 3, p. 677–689, 2008.
- MCCORMICK, F. H. et al. Development of an Index of Biotic Integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 5, p. 857–877, set. 2001.
- MEBANE, C. A. An Index of Biological Integrity (IBI) for Pacific Northwest Rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 132, p. 239–261, 2003.
- 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, set. 1988.
- MOSTAFAVI, H. et al. A new fish-based multi-metric assessment index for cyprinid streams in the Iranian Caspian Sea Basin. **Limnologica**, v. 51, p. 37–52, mar. 2015.
- MOYA, N. et al. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 840–847, 2011.
- OBERDOFF, T. et al. Development and validation of a fish-based index for the assessment of “river health” in France. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1720–1734, 2002.

OBERDORFF, T.; HUGHES, R. M. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin , France. **Hydrobiologia**, v. 228, n. 2, p. 117–130, 1992.

OLIVEIRA, R. B. DA S. DE; CASTRO, C. M. DE; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de Índices Multimétricos para Utilização em Programas de Monitoramento Biológico da Integridade de Ecossistemas Aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 487–505, 2008.

PEARSON, M. S. et al. Multimetric Fish Indices for Midcontinent (USA) Great Rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 140, n. 6, p. 1547–1564, nov. 2011.

PINE, W. E.; ALLEN, M. S.; DREITZ, V. J. Population viability of the Gulf of Mexico Sturgeon: Inferences from Capture-Recapture and Age-Structured Models. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 6, p. 1164–1174, 2001.

PINTO, B. C. T. et al. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 3, p. 489–502, 2007.

PONT, D. et al. Assessing river biotic condition at a continental scale: A European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 1, p. 70–80, 2006.

PONT, D. et al. A Predictive Index of Biotic Integrity Model for Aquatic-Vertebrate Assemblages of Western U.S. Streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 2, p. 292–305, 2009.

PONT, D.; HUGUENY, B.; ROGERS, C. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, n. 6, p. 427–439, dez. 2007.

RABURU, P. O.; MASESE, F. O. DEVELOPMENT OF A FISH-BASED INDEX OF BIOTIC INTEGRITY (FIBI) FOR MONITORING RIVERINE ECOSYSTEMS IN THE LAKE VICTORIA DRAINAGE BASIN, KENYA. **River research and applications**, v. 20, p. 23–38, 2012.

ROSET, N. et al. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, n. 6, p. 393–405, dez. 2007.

ROTH, N. et al. Maryland Biological Stream Survey: Development of a Fish Index of Biotic Integrity. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 51, p. 89–106, 1998.

RUARO, R.; GUBIANI, É. A. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 105–110, 2013.

SHEARER, J. S.; BERRY, C. R. Index of Biotic Integrity Utility for the Fishery of the James River of the Dakotas. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 17, n. 4, p. 575–588, dez. 2002.

SIMON, T. P.; LYONS, J. Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems. In: **Biological Assessment and Criteria; Tools for Water Resource Planning and Decision Making**. [s.l: s.n.]. p. 245–262.

SOUTHERLAND, M. T. et al. Improving biological indicators to better assess the condition of streams. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 4, p. 751–767, nov. 2007.

STEEDMAN, R. J. Modification and Assessment of an Index of Biotic Integrity to Quantify Stream Quality in Southern Ontario. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic**

Sciences, v. 45, n. 3, p. 492–501, 1988.

STEVENS, C. E.; COUNCI, T.; SULLIVAN, M. G. Influences of Human Stressors on Fish-Based Metrics for Assessing River Condition in Central Alberta. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 45, n. 1, p. 35–46, 2010.

STEVENS, C.; T. COUNCIL. **A Fish-based Index of Biological Integrity for Assessing River Condition in Central Alberta**. Alberta, Canada: [s.n.].

STODDARD, J. L. et al. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 878–891, dez. 2008.

STOJKOVIĆ, M. et al. Using a Fish-Based Model to Assess the Ecological Status of Lotic Systems in Serbia. **Water Resources Management**, v. 28, n. 13, p. 4615–4629, 2014.

TEJERINA-GARRO, F. L. et al. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. **Aquatic Living Resources**, v. 19, n. 1, p. 31–46, 2006.

TERRA, B. DE F. et al. Assessment of Biotic Condition of Atlantic Rain Forest Streams: A Fish-Based Multimetric Approach. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 136–148, 2013.

WHITTIER, T. R. et al. A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from stream and rivers in the western USA. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 136, n. December 2012, p. 718–735, 2007.

WU, W. et al. Assessment of ecosystem health based on fish assemblages in the Wei River basin, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 6, p. 3701–3716, 2014.

CAPÍTULO 2

Marinho, F. L; Carvalho, G. C. de. Uma proposta de modelo de avaliação da qualidade ambiental de recursos hídricos utilizando lógica difusa. **A ser submetido à *Ecological Modelling*.**

Uma proposta de modelo de avaliação da qualidade ambiental de recursos hídricos utilizando lógica difusa.

Autores

Fabio Lemos Marinho^{1*}; Gilson Correia de Carvalho^{1,2}

Endereço

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento. Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental. Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Ondina, 40.170-115 Salvador, Bahia, Brasil.

²Instituto de Ciências da Saúde, Departamento de Biointeração, Universidade Federal da Bahia, Campus Canela, 40.110-100 Salvador, Bahia, Brasil.

* Corresponding author e-mail: fabiolemosmarinho@gmail.com

Resumo

Os rios estão entre os ecossistemas mais afetados pela atividade antrópica e o monitoramento destes recursos é fundamental para a sua gestão. Assim, o uso de ferramentas adequadas para avaliação da sua qualidade pode nortear a adoção de medidas para controle e redução da degradação, ou sua recuperação, contribuindo com a manutenção dos serviços ecossistêmicos atribuídos a estes recursos, e auxiliar no processo de gestão. A lógica *difusa* é uma ferramenta do campo da inteligência artificial considerada eficiente em lidar com questões ambientais complexas e adequada para o desenvolvimento de índices ambientais. Este artigo pretende apresentar uma proposta de modelo de avaliação automatizada da qualidade ambiental de rios, com base na lógica *difusa*, utilizando dados de assembleias de peixes, que funcione como um sistema de apoio à tomada de decisões de gestão destes recursos. O foco principal deste trabalho é apresentar a lógica de construção do modelo proposto que, por sua vez, pode ser aplicado em diferentes tipos de ambientes. Assim, foram simulados dados de uma assembleia de peixes para exemplificar a construção e demonstrar a aplicação do modelo. Algumas estratégias relacionadas à solução da problemática do número elevado de regras de inferência demandadas pelo modelo mostraram-se fundamentais, a exemplo da abordagem hierárquica, do agrupamento de métricas, e do agrupamento de regras. Para o problema da subjetividade envolvida na definição das funções de pertinência, foi proposto um critério baseado na distribuição dos valores esperados a partir dos locais de referência. Embora não tenha sido validado a partir de uma base de dados reais, os resultados das simulações e relatos da literatura quanto a eficiência da aplicação da lógica *difusa* neste contexto, conferem ao modelo proposto um promissor potencial como ferramenta de avaliação da qualidade dos rios e apoio à gestão destes recursos.

Palavras Chave: Lógica Fuzzy; peixes; índice multimétrico; gestão ambiental.

Abstract

Rivers are among the ecosystems most affected by human activity and monitoring of these resources is critical to its management. Thus, the use of appropriate tools for assessment of their quality can lead to the adoption of measures to control and reduce degradation or promote recovery, contributing to the maintenance of ecosystem services assigned to these resources, and assist in the management process. Fuzzy logic is a field of artificial intelligence considered to deal with complex issues and Environmental Measures to development of environmental indices. This article aims to present a automated valuation model of environmental quality of rivers, based on fuzzy logic, using data from fish assemblages, which act as a support system for taking management decisions. The main focus of this work was the construction of a general framework that, in turn, can be applied in different types of environments. The constructed model was demonstrated with simulated data of an assembly of fish. Some strategies related to the solution of problems of high number of inference rules demanded by the model, were also fundamental, such as the hierarchical approach, grouping metrics, and rules grouping. To the problem of subjectivity involved in the definition of membership functions, a criterion based on the distribution of values expected from the reference sites was proposed. Although it has not been validated from a real database, the results of the literature simulations and reports regarding the efficiency of the application of fuzzy logic in this context, give the model proposed great potential as a tool for assessing the quality of rivers and support the management of these resources.

Keywords: Fuzzy logic; fishes; multimetric index; environmental management.

Introdução

As mais diversas atividades humanas têm levado à aceleração do processo de degradação dos recursos hídricos (DENG et al., 2015; XU; LIU, 2014). Os rios estão entre os ecossistemas mais afetados pela atividade antrópica (MOYA et al., 2011) e o monitoramento destes recursos é fundamental para a sua gestão. Assim, o desenvolvimento de ferramentas adequadas para avaliação da sua qualidade pode nortear a adoção de medidas para controle e redução da degradação, ou sua recuperação (DENG et al., 2015; KARR, 1991), contribuindo com a manutenção dos serviços ecossistêmicos atribuídos à estes recursos, além de proporcionar redução de custos do processo de gestão (XU; LIU, 2014).

Estudos de avaliação da condição ambiental de rios vêm sendo desenvolvidos em todas as partes do mundo e a seleção de indicadores eficientes é um fator fundamental para obtenção de resultados confiáveis (KARR, 1999; XU; LIU, 2014).

Tradicionalmente, a avaliação de rios tem focado na qualidade da água para fins de controle da poluição por meio do monitoramento de indicadores físico-químicos (KARR et al., 1986). No entanto, a utilização de indicadores físico-químicos por si só é insuficiente para tal tarefa (OBERDORFF; HUGHES, 1992) e é apontada como pouco eficientes para a avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos (BUSS; OLIVEIRA; BAPTISTA, 2008) por fornecer informações pontuais, limitadas ao local e momento da coleta dos dados (ABOUA; KOUAMÉLAN; N'DOUBA, 2012). A utilização de indicadores de diversas naturezas, física, química, biológica e socioeconômica, seria a abordagem mais adequada para avaliar as respostas às mais diversas fontes de interferência antrópica (BREMNER; ROGERS; FRID, 2006), se não esbarrasse na limitação dos custos envolvidos (ZHAO; YANG, 2009). Assembleias biológicas se constituem em potenciais indicadores por responder de diferentes formas às interferências antrópicas (FAUSCH; KARR; YANT, 1984; HUGHES; NOSS, 1992) refletindo, portanto, a condição ambiental imposta pela degradação. O uso de indicadores biológicos para avaliação de rios tem sido amplamente aplicado em diversas regiões do mundo (FURSE et al., 2006; ZHAO; YANG, 2009) e pode funcionar como uma alternativa para redução de custos sem comprometimento dos resultados.

Entre os organismos mais utilizados como bioindicadores na avaliação de recursos hídricos são os macroinvertebrados bentônicos e os peixes, por apresentarem uma série de vantagens em relação a outros organismos (BARBOUR et al., 1998). Como vantagens podem ser citadas: amplo conhecimento da história de vida de diversas espécies; representação de diferentes níveis tróficos, incluindo alimentos de origem aquática e terrestre em sua dieta; identificação relativamente fácil; apelo popular, aumentando a possibilidade de comunicação, em caso de eventos de mortandade.

Diversos estudos vêm apontando técnicas de inteligência artificial (redes neurais, máquinas de vetores de suporte, algoritmos genéticos, entre outras) como ferramentas de avaliação de questões ambientais eficientes (CHE OSMI et al., 2016), principalmente em sistemas complexos que envolvem uma ampla gama de variáveis, não linearidade e elevado grau de incerteza. Modelos baseados em lógica *difusa* são capazes de lidar com não linearidade, incerteza, redundância, informações subjetivas, falta de dados, e se constituem em ferramenta adequada para desenvolvimento de índices ambientais (ZADEH, 1965).

A lógica *difusa* é uma extensão da lógica clássica (booleana), introduzida por Zadeh (1965) para expressar o conceito de verdade parcial, permitindo a atribuição de valores entre os limites “completamente verdadeiro” e “completamente falso”. Sua importância está na capacidade de resolver questões complexas do “mundo real”, em que as respostas nem sempre são absolutamente verdadeiras ou falsas (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007).

A lógica *difusa* é baseada na teoria dos conjuntos *difusos*, na qual um elemento (x) de um universo (U) pode pertencer a um conjunto (A) com um grau de pertinência $\mu_A(x)$, que pode variar de $[0,1]$, assim, o conjunto A em um universo U é definido pela função de pertinência $\mu_A(x) : \rightarrow [0,1]$. Na lógica clássica (booleana), por sua vez, um elemento (x) de um universo U pode apenas pertencer ou não a um conjunto A o que é definido pela função $f(x) = 1$ se, e somente se, $x \in A$; e $f(x) = 0$ se e somente se $x \notin A$.

Além da capacidade de tratar questões complexas para as quais a resposta envolve uma verdade parcial (DARBRA; ELJARRAT; BARCELÓ, 2008; SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007), destacam-se como principais vantagens associadas à lógica *difusa*: a aproximação do pensamento humano pelo uso de variáveis linguísticas; possibilidade de representação matemática da percepção e expertise

humana (ISLAM et al., 2013; PORTO JUNIOR, 2014); capacidade de combinar variáveis de diferentes naturezas (linguísticas e numéricas) (DARBRA; ELJARRAT; BARCELÓ, 2008); facilidade de interpretação e compreensão pelo uso da linguagem natural (ADRIAENSSENS et al., 2004; ORTEGA, 2001); e capacidade de processar informações imprecisas, incertas, e de difícil classificação (MCKONE; DESHPANDE, ASHOK, 2005; SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007).

Por outro lado, entre as principais limitações desta abordagem estão: a forte dependência de entradas subjetivas; a possibilidade de não captar correlação entre os parâmetros (DARBRA; ELJARRAT; BARCELÓ, 2008); e, principalmente, o problema conhecido como “maldição da dimensionalidade”, comum em modelos matemáticos, provocado pelo aumento do número de variáveis de entrada, e que no caso da lógica *difusa*, leva a um aumento, por vezes, excessivo do número de regras a serem estabelecidas pelos especialistas, dificultando a concepção do modelo (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007). No entanto, técnicas para solucionar os problemas relacionados à quantidade excessiva de regras vêm sendo apresentadas nos últimos anos, a exemplo da abordagem hierárquica de modelos *difusos* (TORRA, 2002) ou mesmo combinação com outros métodos como redes neurais artificiais, algoritmos genéticos e métodos estatísticos tradicionais (CHE OSMI et al., 2016).

A aplicação da lógica *difusa* vem apresentando um aumento expressivo em diversas áreas do conhecimento. Singh et al. (2013) citam um número de publicações superior a 80.000 e mais de 15.000 patentes, entre emitidas e solicitadas, nos EUA e mais de 7.000 no Japão até o ano de 2013.

No campo da ecologia, uma das aplicações está associada à qualidade dos recursos hídricos, seja para avaliação da qualidade das águas ou da “saúde” destes recursos, e vem obtendo resultados consistentes neste contexto.

Superando as limitações, o uso de lógica *difusa* em questões ambientais tem alcançado resultados satisfatórios em estudos de avaliação da saúde de rios (DENG et al., 2015; LIU; HAO, 2011; XU; LIU, 2014; ZHAO; YANG, 2009); e em avaliações da qualidade da água de rios (CHE OSMI et al., 2016; ICAGA, 2007; ISLAM et al., 2013; OCAMPO-DUQUE et al., 2006; SCANNAPIECO et al., 2012).

Em uma recente revisão sobre o desenvolvimento da gestão da qualidade das águas de rios utilizando a lógica *difusa* como ferramenta Che Osmi et al. (2016) citaram uma série de estudos desenvolvidos utilizando esta técnica. Eles destacam a

lógica *difusa* como uma poderosa ferramenta capaz de resolver questões complexas que envolvem incertezas e dados imprecisos, como no caso dos sistemas hídricos. Estes mesmos autores ressaltam ainda a possibilidade de melhorias relacionadas à subjetividade associada à fase de inferência, por meio da combinação com outros métodos como redes neurais artificiais, sistemas especialistas, entre outros.

Em estudos de avaliação da qualidade da água Ocampo-Duque et al. (2006), Gharibi et al. (2012), e Chang, Chen, & Ning (2001) compararam o desempenho de índices baseados na lógica *difusa* com índices utilizados por agências nacionais de gestão da água e índices tradicionais e verificaram melhor desempenho da abordagem *difusa*. Scannapieco et al. (2012) e Wang, Xu, Chau, & Lei, (2014) compararam a utilização da abordagem binária e lógica *difusa* e destacaram o maior detalhamento da classificação por meio desta, o que permitiu verificar variações temporais que justificaram a redução da frequência das amostragens, e conseqüentemente, os custos do monitoramento, e maior precisão da classificação, respectivamente.

No contexto de avaliação da saúde do rio Abouali et al. (2016); Deng et al. (2015); Hao; Liu; Ju (2013); Wang et al. (2014); Xu; Liu (2014); Yin et al. (2009); Zhao; Yang, (2009) compararam métodos de avaliação tradicionais com modelos baseado na lógica *difusa*, em alguns casos, combinados com outras abordagens, e verificaram que a abordagem *difusa* apresentou resultados compatíveis com os dos métodos tradicionais, contudo, alguns relataram uma classificação mais rigorosa com valores inferiores aos obtidos por meio dos métodos tradicionais.

Considerando os fatores envolvidos no contexto de avaliação do modelo proposto, algumas características da lógica *difusa* tornam esta abordagem atraente, tais como: capacidade em lidar com conceitos vagos como o de qualidade ambiental (saúde) dos rios (BOULTON, 1999); capacidade de utilização de dados imprecisos (MCKONE; DESHPANDE, ASHOK, 2005) de assembleias biológicas (dependentes da eficiência da amostragem e sujeitos à fatores sazonais, entre outros) (ANGERMEIER; KARR, 1986; FAUSCH; KARR; YANT, 1984; KARR et al., 1986; LYONS et al., 1995); possibilidade de absorver dados de diferentes naturezas (DARBRA; ELJARRAT; BARCELÓ, 2008); a capacidade de tratar a incerteza (CANAVESE; SIQUEIRA ORTEGA; GIATTI, 2012; MCKONE; DESHPANDE, ASHOK, 2005; SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007) na análise por meio das verdades parciais (graus de pertinência) (DARBRA; ELJARRAT; BARCELÓ, 2008;

SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007); facilidade de entendimento e comunicação dos resultados, em função do uso da linguagem natural (BOULTON, 1999; GHARIBI et al., 2012); e possibilidade de incorporar a forma de pensar do homem (conhecimento de especialistas) (GHARIBI et al., 2012; ZIMMERMANN, 2001).

Portanto, este artigo pretende apresentar uma proposta de modelo de avaliação automatizada da qualidade ambiental de rios, com base na lógica *difusa*, utilizando atributos de assembleias de peixes, que funcione como um sistema de apoio à tomada de decisões de gestão destes recursos.

Metodologia

Este trabalho se propôs a desenvolver um modelo de avaliação da qualidade ambiental de rios com base em métricas de assembleias de peixes usando como ferramenta a lógica *difusa*.

Uma vez que o foco do presente trabalho é o processo de construção de um modelo generalista, optou-se pela simulação de dados de referência (controle) que representariam assembleias de peixes de rios pertencentes a um tipo específico de ambiente, para descrever um processo geral de construção do modelo que pode ser aplicado para qualquer tipo de ambiente.

A lógica *difusa* envolve três etapas (Figura 1): “*fuzzificação*”; inferência; e “*defuzzificação*”.

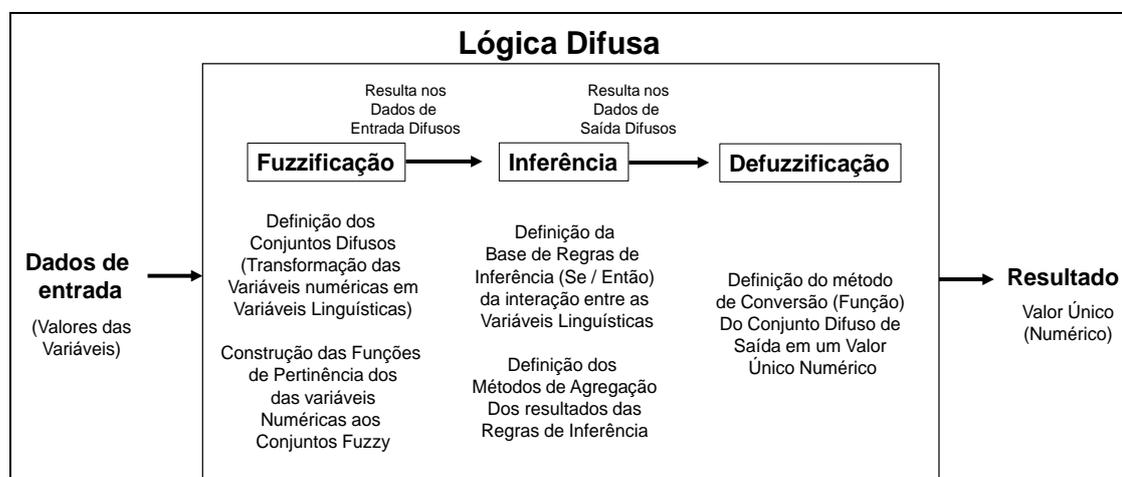


Figura 1 – Etapas envolvidas na aplicação da lógica *difusa*.

Primeiramente foram selecionadas métricas de assembleias de peixes qualificadas como robustas para classificação de rios quanto a sua qualidade ambiental, são elas: número total de espécies (N_SP); número de espécies nativas (N_SP_NAT); número de espécies intolerantes (N_SP_INTOL); % de indivíduos tolerantes (%_IND_TOL); % de indivíduos onívoros (%_IND_ONIV); % de indivíduos litofílicos (%_IND_LITO); e % de indivíduos doentes, machucados ou com anomalias (%_IND_DMA) (Marinho; Carvalho in prep.) - Capítulo 1 desta dissertação.

Para cada métrica foram simulados vinte valores aleatórios seguindo uma distribuição normal com média que caracterizasse o ambiente de referência (controle) e desvio padrão de 20% da média. Para a métrica %_IND_TOL o desvio padrão foi de 10% para limitar os valores à escala de 0 a 100% (Tabela 1). Estas simulações foram realizadas no módulo de geração de números aleatórios do Microsoft Excel® 2013.

TABELA 1 – Média utilizada para simulação dos vinte valores de cada métrica e o desvio padrão correspondente a 20% da média (10% no caso de %_IND_TOL) e o tipo de distribuição dos dados.

Métricas	Média	Desvio Padrão (20% da Média)	Distribuição
N_SP	50	10	Normal
N_SP_NAT	45	9	
N_SP_INTLO	10	2	
%_IND_ONI	20	4	
%_IND_LITO	10	2	
%_IND_DMA	2	0,4	
%_IND_TOL*	70	7*	

* Para esta métrica foi adotado 10 % da média como critério de simulação.

Definidas as métricas e simulados os dados de referência, optou-se por seguir uma abordagem hierárquica com dois níveis para concepção do modelo. Cada nível hierárquico consistiu de uma camada de *sistemas de inferência difuso (SID)*. O SID caracteriza-se pela execução de todas as etapas relacionadas à aplicação da lógica difusa: “fuzzificação”, definição da base de regras de inferência e método de agregação das mesmas (inferência); e “defuzzificação”. A estrutura geral do modelo é apresentada na Figura 2.

Para a construção dos SID foi utilizado o método Mamdani, cujo resultado corresponde a um valor numérico associado a um conjunto *difuso*.

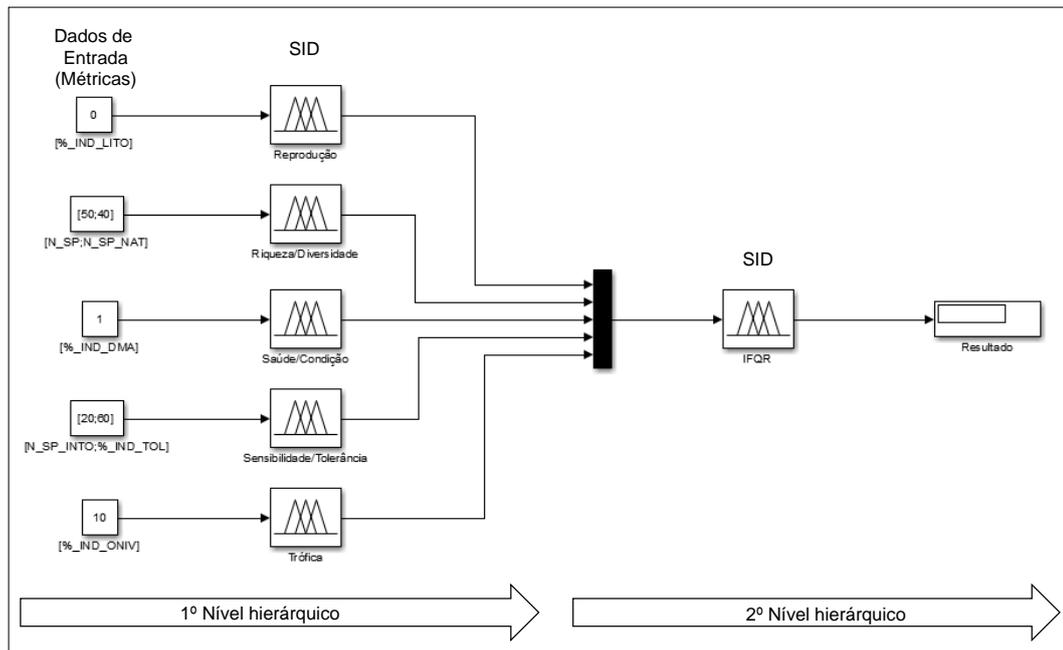


FIGURA 2 – Estrutura geral do modelo proposto com dois níveis hierárquicos.

Desta forma, o processo de construção do modelo se dividiu em duas etapas. A primeira etapa (primeiro nível hierárquico) envolveu os seguintes passos: 1) agrupamento das métricas em categorias de indicadores; 2) “fuzzificação”; 3) inferência; e (4) “defuzzificação”. A segunda etapa (segundo nível hierárquico) envolveu: 5) definição do método e construção do modelo de integração dos indicadores; 6) inferência, e 7) “defuzzificação”. A seguir é apresentado o detalhamento de cada passo realizado em cada nível hierárquico.

1º Nível Hierárquico

1) Agrupamento das métricas em categorias de indicadores

As métricas foram agrupadas em categorias de indicadores que refletem diferentes dimensões das assembleias biológicas, a saber: Riqueza/Diversidade; Sensibilidade/Tolerância, Trófica; Reprodutiva; e Saúde/Condição (Tabela 2).

TABELA 2 – Categorias de indicadores e suas métricas correspondentes.

Categorias	Métricas
Riqueza/Diversidade	N_SP N_SP_NAT
Sensibilidade/Tolerância	N_SP_INTLO %_IND_TOL
Trófica	%_IND_ONI
Reprodutiva	%_IND_LITO
Saúde/Condição	%_IND_DMA

2) “Fuzzificação”

O processo de “fuzzificação” consiste em converter valores numéricos das variáveis de entrada em conceitos que correspondem aos nomes dos *conjuntos difusos*. Inicialmente, foram definidos quantos e quais seriam os conjuntos *difusos* (classes de qualidade ambiental) para cada indicador (variável linguística), tendo sido considerados cinco conjuntos: ótimo; bom; regular; ruim; e péssimo. Em seguida estabelecemos os tipos das *funções de pertinência*² que definem cada conjunto *difuso*, tendo sido adotada uma função trapezoidal para o conjunto “Ótimo” e funções triangulares para os demais.

As funções de pertinência trapezoidais são definidas por quatro parâmetros (**p**, **q**, **r**, **s**), onde **p** e **s** determinam o intervalo dentro do qual a função de pertinência assume valores diferentes de zero, e **q** e **r** determinam o intervalo dentro do qual a função de pertinência é máxima e igual a 1. As funções de pertinência triangulares são definidas por três parâmetros (**p**, **q**, **r**), onde **p** e **r** determinam o intervalo dentro do qual a função de pertinência assume valores diferentes de zero, e **q** é o ponto onde a função de pertinência é máxima (Figura 3).

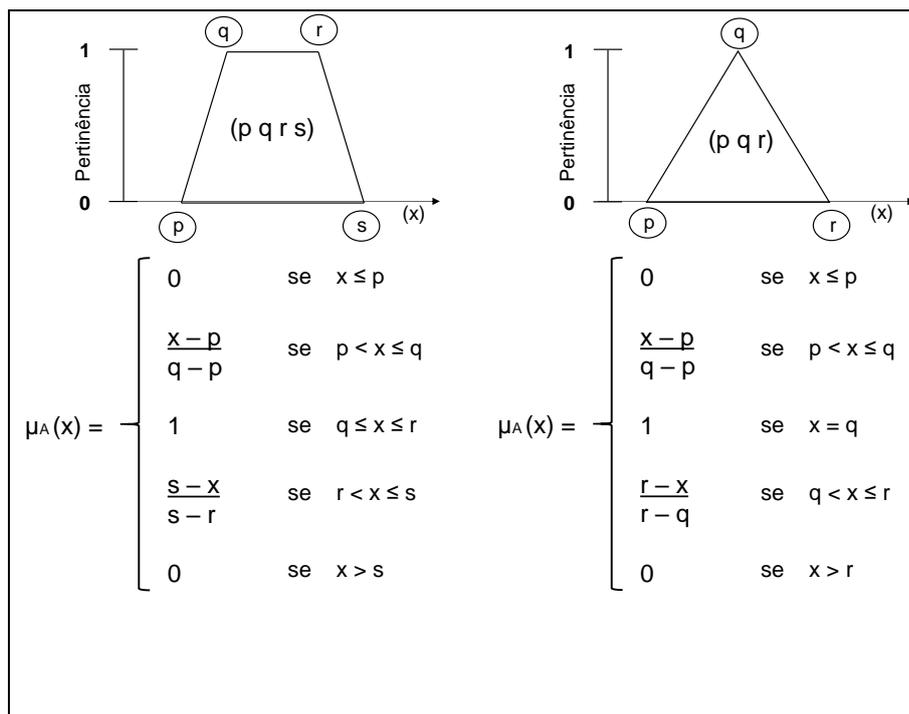


FIGURA 3 – Representação das funções de pertinência trapezoidais e triangulares.

As métricas foram agrupadas em função da escala em que são expressas (relativa ou absoluta) e da expectativa de resposta frente ao aumento da degradação do ambiente. Para cada grupo foi desenvolvido um critério para construção das funções de pertinência, embora, a lógica utilizada tenha sido a mesma: a distribuição dos valores do grupo controle para definição dos intervalos de pertinência máxima para os conjuntos “ótimo”, “bom” e “regular”.

O primeiro grupo de métricas foi formado por (N_SP); (N_SP_NAT); e (N_SP_INTOL), expressas em valores absolutos e que tendem a decrescer com o aumento da degradação (Figura 4). O segundo contempla (%_IND_LITO), expressa em valor relativo e que também tende a decrescer com o aumento da degradação (Figura 5).

Para os grupos um e dois (Figuras 4 e 5), o critério coincidiu integralmente, exceto pela função do conjunto “ótimo” (trapezoidal), pois as métricas do grupo um (valores absolutos) não possuem limites máximos teóricos, enquanto que para o grupo 2 (valores relativos) o limite máximo é 100%, e podem ser representadas pelos parâmetros (D E MAX INF) e (D E 100 100), respectivamente. As funções dos demais conjuntos *difusos* (triangulares) podem ser representadas pelos seguintes parâmetros: “péssimo” (0 A B); “Ruim” (A B C); “Regular” (B C D); e “Bom” (C D E),

onde: A = 0; B = MIN/2; C = MIN; D = 1ºQR; e E = 3ºQR da distribuição dos valores de referência.

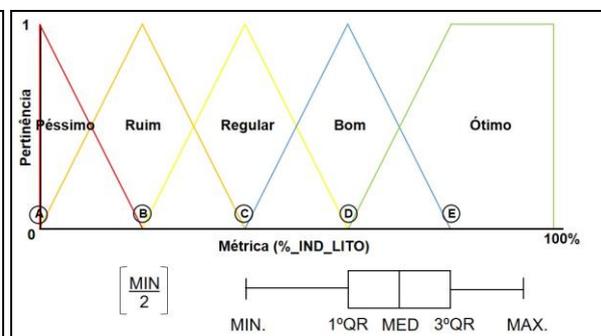
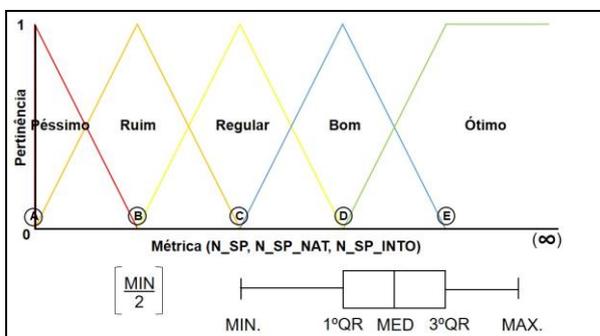


FIGURA 4 – Funções de pertinência do grupo de métricas expressas em valores absolutos e que tendem a decrescer com o aumento da degradação

FIGURA 5 - Funções de pertinência do grupo de métricas expressa em valor relativo e que tende a decrescer com o aumento da degradação

O terceiro grupo contempla as métricas (%_IND_TOL); (%_IND_ONI); e (%_IND_DMA), expressas em valores relativos e que tendem a aumentar com o aumento da degradação (Figura 6).

Para o grupo três (Figura 6), o conjunto “ótimo” (trapezoidal) é representado pelos parâmetros (0 0 A B). Os demais conjuntos *difusos* (triangulares) podem ser representadas pelos seguintes parâmetros: “Bom” (A B C); “Regular” (B C D); “Ruim” (C D E); e “Péssimo” (D E 100), onde: A = 1ºQR; B = 3ºQR; C = MAX; D = (100 + MAX)/2 da distribuição dos valores de referência; e E = 100%.

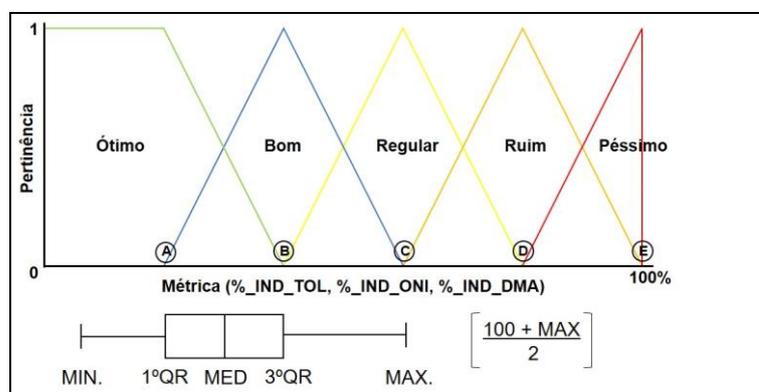


FIGURA 6 - Funções de pertinência do grupo de métricas expressas em valores relativos e que tendem a aumentar com o aumento da degradação.

3) Inferência

Nesta fase o procedimento envolveu a aplicação de um SID para cada categoria de indicador separadamente. A etapa de inferência consistiu no estabelecimento de regras de inferência que controlam a interação entre os conjuntos *difusos* de entrada das variáveis linguísticas; e na agregação do resultado de cada regra para obtenção do conjunto *difuso* de saída.

A interação é determinada por meio do uso de operadores matemáticos entre os conjuntos *difusos* de entrada (antecedente) e pela definição do método de obtenção do resultado da interação entre eles (consequente) com base no *grau de pertinência*. Assim, quando a regra demandou a operação de união (OU) entre os conjuntos, o resultado foi o máximo de pertinência e, quando foi demandada a interseção (E), o resultado foi o mínimo de pertinência.

O conjunto *difuso* de saída foi obtido por meio da agregação dos resultados (consequente) de cada uma das regras a partir do critério máximo.

4) “Defuzzificação”

O processo de “*defuzzificação*” consistiu em converter o valor linguístico, conjunto *difuso* de saída, resultante da fase de inferência em um valor absoluto numérico (resultado final do SID). Para tal, foi utilizado o método do centroide (Cog), que obtém o ponto que divide ao meio um conjunto agregado (conjunto *difuso* de saída). Este ponto é obtido a partir da seguinte fórmula matemática:

$$Cog = \frac{\sum x\mu_A(x)}{\sum \mu_A(x)}$$

Onde

Cog – Centroide

X – Valor absoluto da variável

$\mu_A(x)$ – Grau de pertinência do valor x na função de “*defuzzificação*”

Os passos 2, 3 e 4 (“*fuzzificação*”, inferência e “*defuzzificação*”) do primeiro nível hierárquico foram realizados no pacote *Fuzzy logic Toolbox* do MATLAB® (THE MATHWORKS INC., 2016b).

2º Nível Hierárquico

Os resultados obtidos para cada um dos indicadores no primeiro nível hierárquico correspondem aos dados de entrada do segundo nível hierárquico. As funções de pertinência dos conjuntos *difusos* de entrada no segundo nível correspondem às dos conjuntos *difusos* de saída do primeiro nível hierárquico.

5) Inferência

A etapa de inferência, neste nível, foi realizada conforme descrito para o primeiro nível hierárquico. No entanto, envolveu a aplicação de um único SID para todas as categorias de indicadores.

6) Defuzzificação

Foi utilizado o mesmo método (Cog) descrito para o primeiro nível hierárquico.

7) Definição do método de integração dos indicadores

O método adotado para a integração dos SID de cada um dos níveis hierárquicos foi o MUX, que combina vários sinais de entrada (dados com valores numéricos) em um vetor único de saída, disponível no Simulink® v 8.7 (THE MATHWORKS INC., 2016a), mesmo software utilizado para concepção e aplicação do modelo final.

Após estabelecido o modelo, foram simulados dados de assembleias de peixes para um rio fictício, pressupondo características ambientais compatíveis com as dos rios de referência, para demonstração da sua aplicação. Para as métricas que tendem a apresentar valores mais elevados com o aumento da degradação foram simulados valores maiores (o dobro) que os das médias utilizadas para a simulação dos dados dos locais de referência, enquanto que para aquelas que tendem a apresentar valores mais baixos com o aumento da degradação foram simulados valores mais baixos (metade). A exceção se faz para a métrica `%_IND_TOL`, cujo dobro do percentual utilizado para simulação dos dados de referência supera o limite de 100%, tendo sido adotado, arbitrariamente, o percentual de 90%. Com isso, pretendeu-se simular um cenário de um rio de qualidade inferior à esperada com base nos locais de referência.

Um segundo cenário simulado para demonstração do modelo considerou os valores das médias utilizadas para obtenção dos valores esperados para um local de referência que, em teoria, representa um rio de qualidade que pode variar de boa a ótima.

Os valores simulados para caracterizar os dois cenários de qualidade de um rio a ser avaliado e utilizado para demonstração da aplicação do modelo são apresentados na Tabela 3.

TABELA 3 – Valores das métricas utilizados para a demonstração do modelo com base em cenários de qualidade boa e inferior.

Métricas	Valor utilizado para demonstração da aplicação do modelo (qualidade boa)	Valor utilizado para demonstração da aplicação do modelo (qualidade inferior)
N_SP	50	25
N_SP_NAT	45	22
N_SP_INTLO	10	5
%_IND_ONI	20	40
%_IND_LITO	10	5
%_IND_DMA	2	4
%_IND_TOL	70	90

Resultados

Os resultados das simulações dos dados de referência, bem como estatísticas descritivas, para cada uma das métricas utilizadas para construção das funções de pertinência são apresentados na Figura 7.

As funções de pertinência dos conjuntos *difusos* de cada métrica construídas a partir dos valores simulados para os locais de referência são apresentadas na Figura 8.

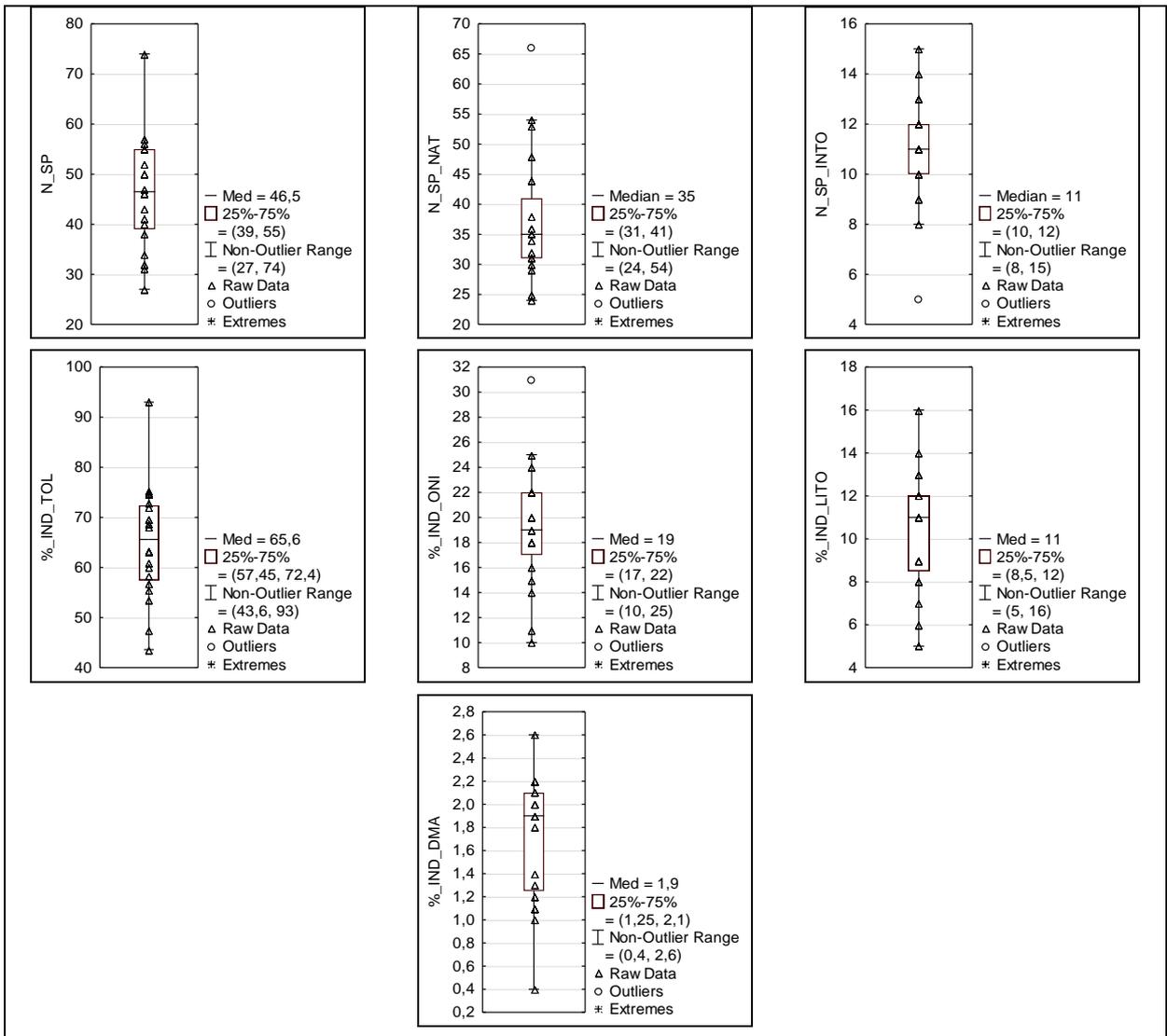


FIGURA 7 –Valores simulados e estatística descritiva para cada uma das métricas utilizadas para construção das funções de pertinência.

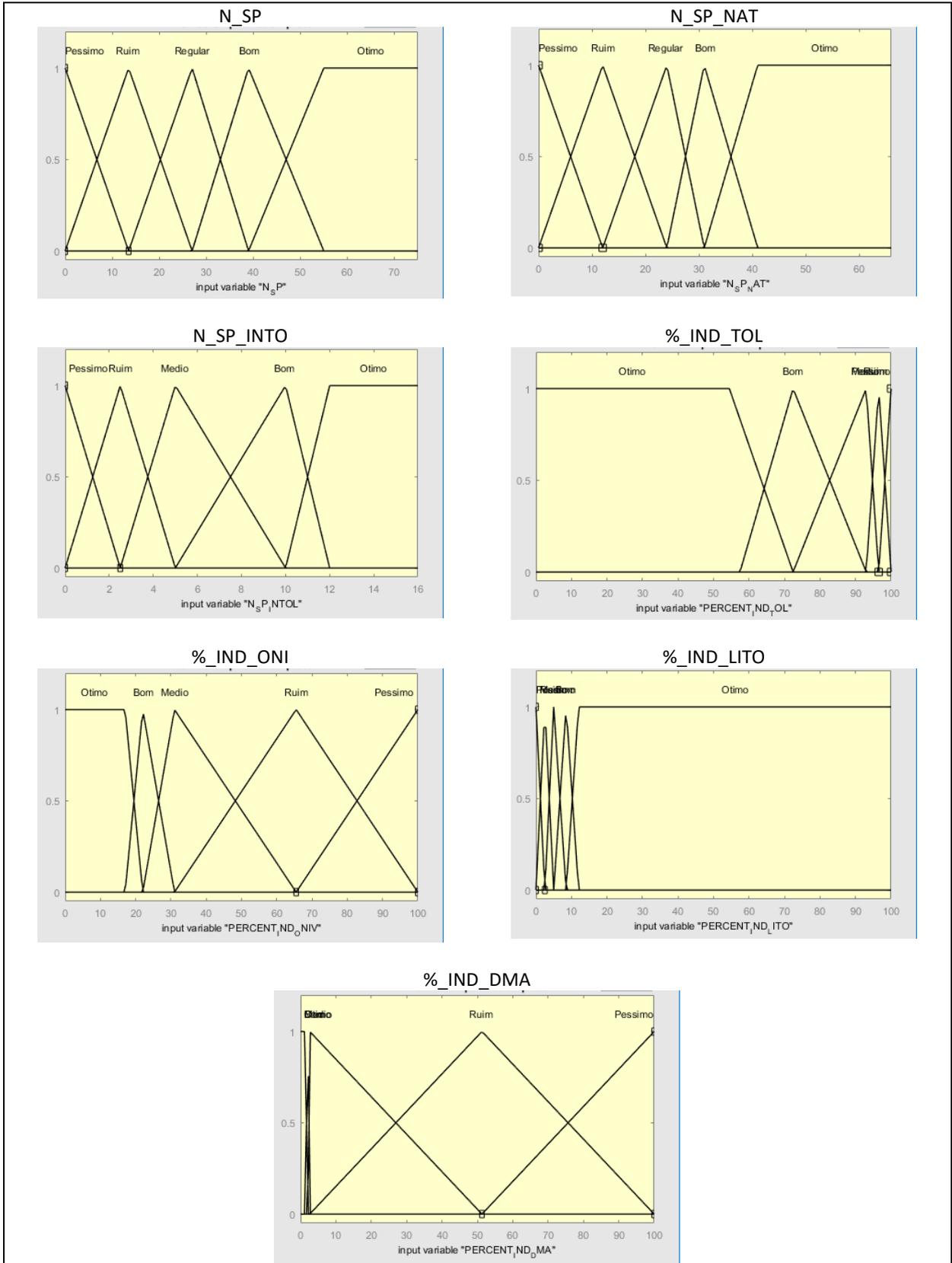


FIGURA 8 – Funções de pertinência dos conjuntos difusos para cada uma das métricas utilizadas no modelo.

Na fase de inferência do primeiro nível hierárquico foram estabelecidas as regras entre os conjuntos *difusos* das variáveis linguísticas (métricas) para cada categoria de indicador. Para as categorias Riqueza/Diversidade e Sensibilidade/Tolerância foram utilizados os operadores matemáticos (E) e (OU) entre os conjuntos *difuso* de entrada (antecedente), assim, o número total de regras foi de 12 e 15, respectivamente, e os resultados das interações (consequente) são apresentados na Figura 9 (A e B). Para as demais categorias (Saúde/Condição, Trófica e Reprodução), compostas por apenas uma métrica cada, o resultado da interação (consequente) foi o próprio conjunto *difuso* de entrada (antecedente) (Figura 9 C)

A)		N_SP_NAT					B)		%_IND_TOL				
		Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Ótimo			Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Ótimo
N_SP	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	N_SP_INTOL	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Péssimo	Ruim
	Ruim	Péssimo	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim		Ruim	Péssimo	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim
	Regular	Péssimo	Ruim	Regular	Regular	Regular		Regular	Péssimo	Ruim	Regular	Regular	Regular
	Bom	Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Bom		Bom	Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Bom
	Ótimo	Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Ótimo		Ótimo	Ruim	Ruim	Regular	Bom	Ótimo

C)		(%_IND_ONI)	(%_IND_LITO)	(%_IND_DMA)		
		Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Ótimo
		Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Ótimo

FIGURA 9 – Consequentes das regras de inferência entre as métricas de cada indicador no primeiro nível hierárquico. A) indicador de Riqueza/Diversidade; B) indicador de Sensibilidade/Tolerância; e C) indicadores Trófico, Reprodução e Saúde/Condição.

Na fase de inferência do segundo nível hierárquico foram estabelecidas as regras entre os conjuntos *difusos* (antecedente) das variáveis linguísticas (categoria de indicador). Foram utilizados os operadores matemáticos (E) e (OU) entre os conjuntos *difusos* de entrada (antecedente), e o número total de regras estabelecidas foi de 350. A matriz das regras é apresentada na Figura 10.

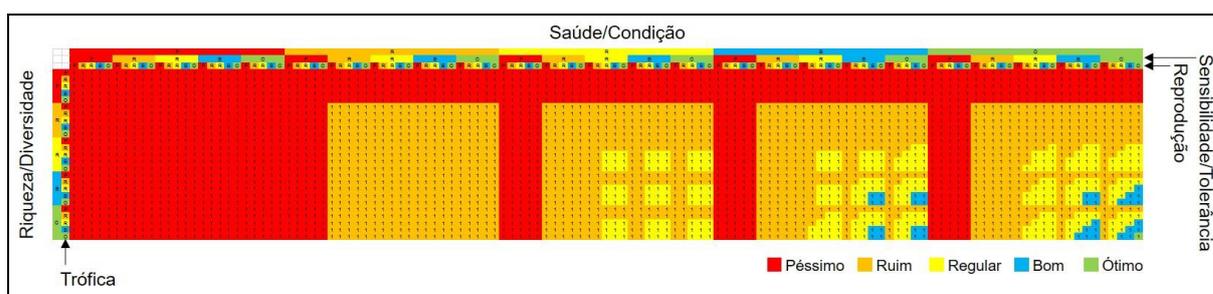


FIGURA 10 – Matriz utilizada para estabelecer as regras de inferência entre os indicadores no segundo nível hierárquico.

A estrutura detalhada de todas as etapas envolvidas em cada nível hierárquico do modelo proposto é apresentada na Figura 11.

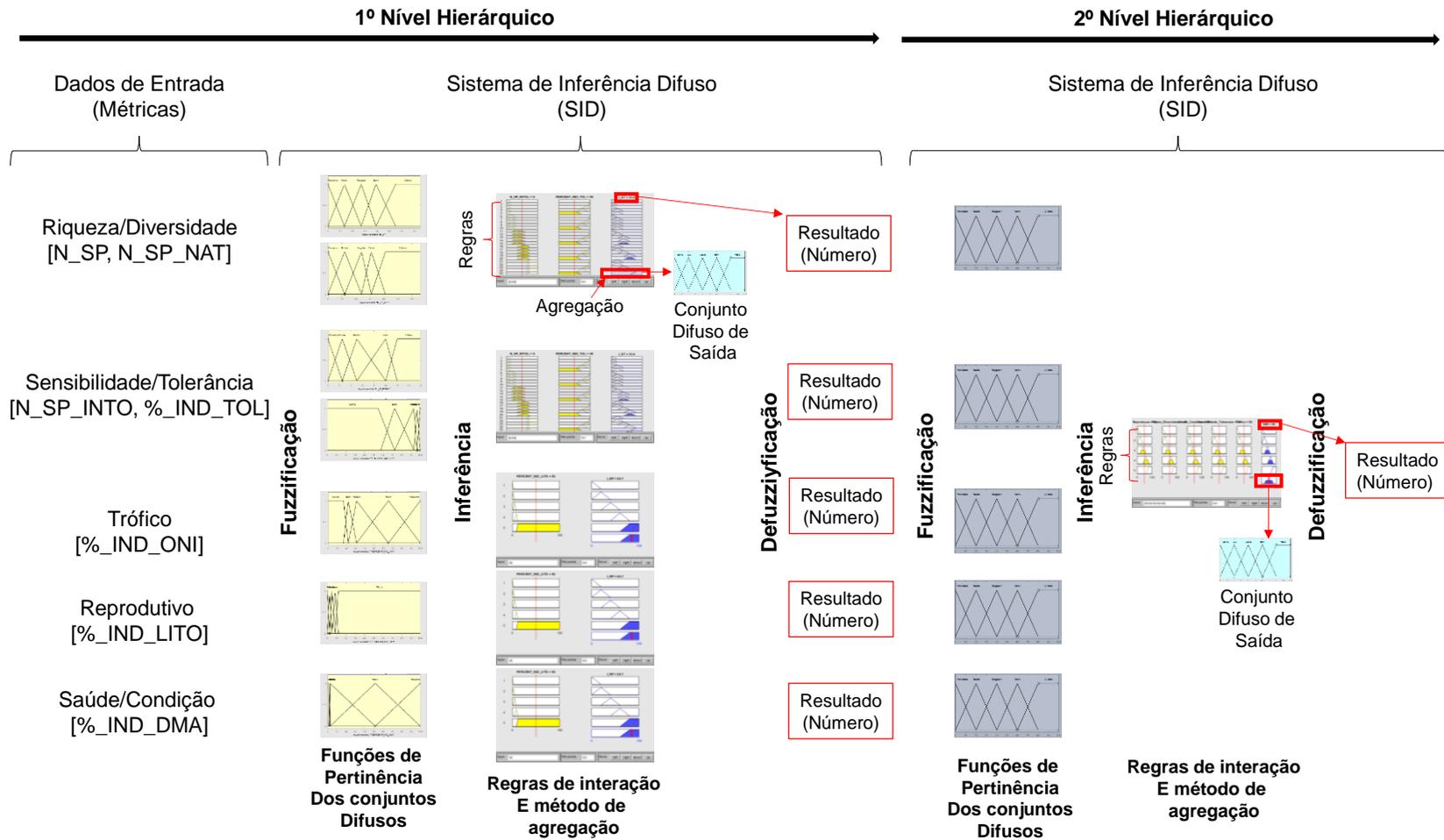


FIGURA 11 - Estrutura detalhada de todas as etapas envolvidas em cada nível hierárquico do modelo proposto.

O resultado obtido a partir da simulação de um rio que representa um cenário de qualidade ambiental inferior ao dos locais de referência para demonstrar a aplicação do modelo é apresentado na Figura 12. O resultado final foi 55.9 e corresponde aos conjuntos de saída difusos “Regular” (0,705) e Bom (0,295).

A Figura 13 mostra o resultado obtido a partir de valores de entrada correspondentes às médias utilizadas para simulação dos dados de locais de referência. O resultado final foi 77.6, sendo associado aos conjuntos de saída difusos “Bom” (0,617) e “Ótimo” (0,383).

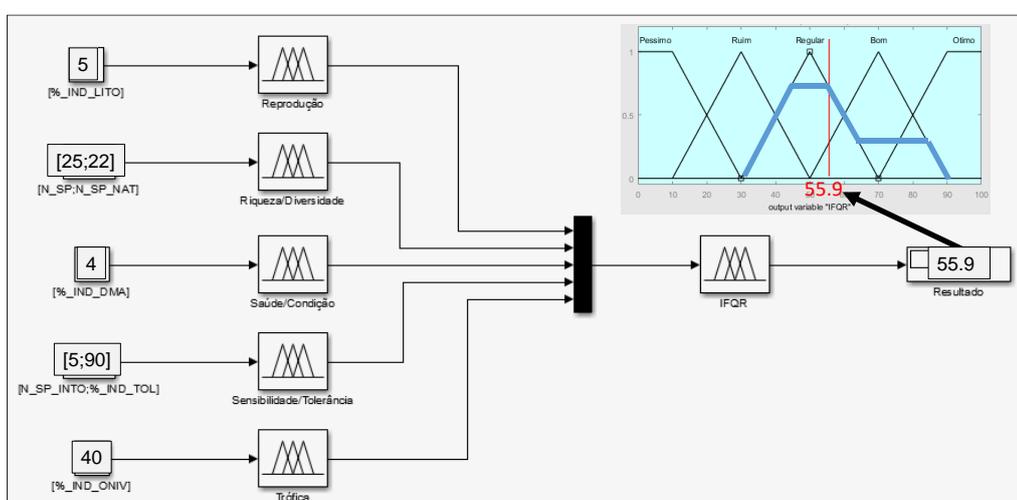


FIGURA 12 – Resultado da demonstração do modelo obtido a partir de valores de entrada correspondentes às médias utilizadas para simulação dos dados dos locais de referência.

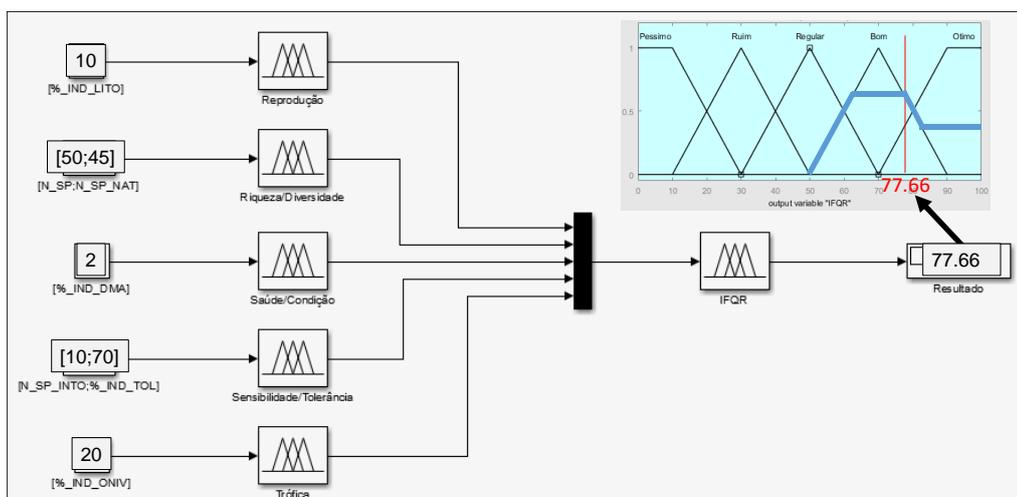


FIGURA 13 - Resultado da demonstração do modelo obtido a partir de valores de que representam um cenário de qualidade do rio inferior.

Discussão

Os sistemas de inferência difusos construídos para avaliar o estado de um sistema complexo, rios no caso presente trabalho, utilizam descritores univariados que permitem identificar alterações que caracterizam redução da qualidade do sistema. No contexto da ecologia de comunidades, estes descritores univariados correspondem às métricas de assembleias biológicas, as quais sofrem alterações frente a degradação do ambiente, provocada pela interferência antrópica, e avaliadas em conjunto, refletem a condição do rio.

A abordagem multimétrica para avaliação da qualidade ambiental (saúde) de recursos hídricos vem sendo amplamente empregada em diversas partes do mundo por meio do uso de índices multimétricos (BARBOUR et al., 1998; CASATTI; FERREIRA; LANGEANI, 2009; HERING et al., 2006; OBERDOFF et al., 2002; PONT et al., 2006; RUARO; GUBIANI, 2013). Embora métodos mais rigorosos venham sendo empregados para a seleção das métricas que compõe tais índices, conferindo menor subjetividade ao processo (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000; HUGHES et al., 1998; MCCORMICK et al., 2001) e maior robustez às métricas utilizadas (HERING et al., 2006; MOYA et al., 2011; PONT et al., 2009; ROSET et al., 2007), algumas críticas relacionadas à subjetividade do processo de pontuação das métricas e definição dos limites entre as classes de qualidade (saúde) do índice final ainda permanecem (HUGHES; HOWLIN; KAUFMANN, 2004; RUARO; GUBIANI, 2013; SCARDI; TANCIONI; CATAUDELLA, 2005).

A lógica *difusa*, por sua vez, proporciona a aplicação de uma avaliação multimétrica que resolve, em partes, as críticas relacionadas à subjetividade dos índices multimétricos tradicionais. Além disso, possibilita o uso da linguagem natural conferindo maior facilidade quanto ao entendimento do resultado e processo de avaliação por parte do público alvo que, por vezes, não tem o conhecimento técnico necessário para avaliar com segurança o processo e interpretar os resultados relacionados à métodos tradicionais mais complexos (BOULTON, 1999; GHARIBI et al., 2012).

O uso de assembleias biológicas como indicadores da qualidade ambiental dos recursos hídricos se fundamenta no pressuposto de que as perturbações de origem antrópica levam a alterações de atributos chave dos ecossistemas aquáticos como qualidade da água, estrutura do habitat, regime hidrológico, fluxo de energia e

interações biológicas (KARR; DUDLEY, 1981), e que os organismos respondem de diferentes formas às interferências antrópicas (FAUSCH; KARR; YANT, 1984; HUGHES; NOSS, 1992) e refletem, portanto, a condição ambiental imposta pela degradação.

Diversos organismos vêm sendo utilizados para avaliação da qualidade de rios (BARBOUR et al., 1998), entre eles, os peixes cujo uso como bioindicador apresenta algumas vantagens como: amplo conhecimento da história de vida de diversas espécies; representação de diferentes níveis tróficos, incluindo alimentos de origem aquática e terrestre em sua dieta; identificação relativamente fácil; apelo popular, aumentando a possibilidade de comunicação, em caso de eventos de mortandade. Por outro lado, algumas das desvantagens consistem na grande mobilidade e deslocamentos sazonais; e maior tempo e custo da amostragem em campo, embora este ponto seja compensado pelo custo laboratorial mais baixo (KARR, 1981).

Assim, a utilização de assembleias biológicas (p.ex. peixes) em abordagens multimétricas para avaliação da qualidade ambiental vem sendo aceita e aplicada por pesquisadores e órgãos de gestão dos recursos hídricos em diversas partes do mundo (ZHAO; YANG, 2009).

O processo de avaliação da qualidade ambiental de um rio com base em dados de assembleias biológicas envolve a comparação entre valores observados para cada um dos atributos (métricas) utilizados como indicadores e os valores esperados com base em condições de referência obtidas a partir de locais preservados ou minimamente perturbados (MILLER et al., 1988; OBERDORFF; HUGHES, 1992).

A homogeneidade de ambientes entre locais de referência e o local alvo da avaliação é fundamental (BARBOUR et al., 2000; KARR, 2006; YODER; RANKIN, 1995). As características ambientais (bióticas e abióticas) devem, portanto, balizar um agrupamento de ambientes homogêneos para assegurar a precisão e exatidão do processo de avaliação, minimizando os efeitos de confusão provocados por variação natural (geográfica e ambiental) (ANGERMEIER; SMOGOR; STAUFFER, 2000).

Outro ponto importante nesta abordagem de locais de referência é a amostragem representativa da assembleia biológica utilizada como indicadora da qualidade ambiental, pois tanto a amostragem realizada para caracterizar os locais de referência, que vão fornecer os dados para balizar a classificação dos locais alvo de avaliação, quanto a destes, devem ser capazes de fornecer uma caracterização

representativa da estrutura e composição da assembleia visando ampliar a consistência da avaliação (ANGERMEIER; KARR, 1986; FAUSCH; KARR; YANT, 1984; KARR et al., 1986; LYONS et al., 1995). Mais detalhes e considerações sobre a amostragem de assembleias de peixes relacionadas a esta abordagem podem ser obtidos em Roset et al. (2007).

O modelo proposto no presente trabalho envolve questões relacionadas à abordagem multimétrica, ao uso de indicadores biológicos (assembleias de peixes) e à abordagem dos locais de referência, utilizando, no entanto, ferramentas baseadas na lógica *difusa* para tratar tais questões no contexto da avaliação da qualidade ambiental dos rios.

Conjuntos de dados artificiais (simulados) são de grande contribuição para a construção de modelos de avaliação de uma determinada realidade ecológica. O uso de dados de campo (reais) dificulta o processo, visto que a “realidade” do objeto de avaliação é desconhecida. Por sua vez, dados simulados podem ser utilizados como “realidade”, desde que estejam fundamentados na teoria ecológica relacionada ao objeto alvo da avaliação. Alguns pontos que devem ser considerados para simulação de dados biológicos são o conhecimento teórico sobre: a estrutura e composição de espécies; sobre como a estrutura e composição da assembleia biológica variam ao longo do gradiente; e sobre a interação entre o gradiente e as variáveis ambientais (bióticas e abióticas), de forma que o modelo seja capaz de capturar a “realidade” quando aplicado a dados reais (AUSTIN et al., 2006).

O modelo proposto no presente trabalho se presta a avaliar uma realidade ecológica específica. No entanto, conforme já mencionado, a opção por utilizar dados simulados está associada ao foco principal que é de descrever o processo lógico de construção do mesmo, para o qual a aplicação futura depende da obtenção de dados empíricos que definirão os parâmetros que caracterizam o cenário real de um tipo específico de rio e sua assembleia de peixes, por ora, representados por dados simulados de uma realidade hipotética de uma assembleia de peixes representativa de um determinado tipo de ambiente, para demonstração da lógica utilizada e sua aplicação.

Em condições reais não é esperada, necessariamente, distribuição normal dos valores associados às métricas de assembleias biológicas. No entanto, a decisão de utilizar este tipo de distribuição para simulação dos dados foi acompanhada pela opção de utilizar a mediana, medida de tendência central (não paramétrica), para

representação da estatística descritiva dos valores simulados que, portanto, atende condições de dados com distribuição normal ou não a serem utilizados para definição das funções de pertinência dos conjuntos difusos com base no critério proposto.

A construção de um modelo baseado na lógica *difusa* com níveis hierárquicos tem como principal objetivo a redução do número total de regras de inferência evitando a sobrecarga do processamento da informação (LEE; CHUNG; YU, 2003; TORRA, 2002; WANG, 1999). Enquanto o número de regras aumenta exponencialmente em um sistema *difuso* convencional, no qual o número de regras é definido por m^n (m = número de funções de pertinência e n = número de variáveis), o uso da abordagem hierárquica proporciona que sejam aplicados sistemas de inferência separados para grupos de variáveis nos diferentes níveis, cujos resultados passam a corresponder às variáveis de entrada do nível seguinte, reduzindo assim o número de variáveis em cada (sub)sistema de inferência e, conseqüentemente, o número total de regras do modelo final (LEE; CHUNG; YU, 2003). Desta forma, no modelo proposto neste artigo, a adoção da abordagem hierárquica proporcionou, a princípio, a redução da demanda de regras que, em um sistema convencional, seria de 78.125 (5^7), para 65 no primeiro nível hierárquico, e 3.125 (5^5) regras no segundo nível hierárquico, representando uma redução total de 74.935 regras em relação a um sistema convencional.

O uso de métricas que representem diferentes categorias está relacionada à tentativa de contemplar diversas dimensões ecológicas e biológicas de uma assembleia que respondem de formas diferentes às alterações ambientais provocadas pela interferência antrópica (FAUSCH; KARR; YANT, 1984; HUGHES; NOSS, 1992), aumentando a sensibilidade do índice em detectar interferências oriundas de diferentes naturezas de forma a tornar mais refinado o processo de avaliação da qualidade ambiental por meio da comparação com locais preservados ou minimamente impactados (MILLER et al., 1988; OBERDORFF; HUGHES, 1992). O agrupamento de métricas é, também, uma estratégia utilizada em modelos *difusos* hierárquicos para reduzir o número de regras de inferência necessárias (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007). O agrupamento das sete métricas em cinco categorias, das quais, duas (Riqueza/Diversidade e Sensibilidade/Tolerância) foram compostas por duas métricas cada (N_SP e N_SP_NAT; N_SP_INT0 e

%_IND_TOL) e as demais (Trófica, Reprodução e Saúde/Condição) por uma métrica cada (%_IND_ONI; %_IND_LITO; e %_IND_DMA).

O tipo de sistema de inferência *difuso* (SID) é a definição mais importante no contexto da modelagem baseada na lógica *difusa* por determinar como será executada cada uma das etapas e quais as suas consequências em termos de resultado obtido (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007).

Entre os métodos descritos na literatura para construção de um SID baseados em regras linguísticas, dois se destacam em relação ao seu uso em aplicações reais, o Mamdani e o Sugeno ou Takagi-Sugeno-Kang (ROSS, 2004; SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007), sendo o primeiro o de uso mais comum (GEGOV; GOBALAKRISHNAN, 2007; ROSS, 2004).

Uma das principais diferença entre estes métodos consiste na forma de representação do consequente de uma regra de inferência, enquanto o método Mamdani tem como consequente de uma regra um valor linguístico (conjunto *difuso*), no Sugeno o consequente é uma função linear (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007).

O método Sugeno foi concebido para resolver questões que envolvem múltiplas entradas e saídas, apresentam maior potencialidade de combinação com outros métodos para concepção de modelos híbridos como o sistema de inferência *difuso* baseado em redes neurais (ANFIS), e são computacionalmente mais eficientes por não apresentarem a necessidade de “*defuzzificação*” (CHE OSMI et al., 2016).

A ideia principal do método Mamdani é utilizar variáveis linguísticas e, com base no conhecimento de especialistas, estabelecer as regras (antecedentes e consequentes) de interação entre elas, agregando a forma de pensamento humano para resolução de problemas (GHARIBI et al., 2012; ZIMMERMANN, 2001).

Como vantagens do método Mamdani, Sivanandam et al. (2007) citam o fato de ser intuitivo, de aceitação generalizada, e a eficiência em utilizar variáveis linguísticas fornecendo resultados de fácil interpretação, visto que estes são conceitos, valores linguísticos (bom, ruim, regular), embora vagos, de fácil entendimento e grande familiaridade.

A opção por utilizar o método Mamdani na concepção do modelo proposto considerou a familiaridade com os valores linguísticos (conceitos qualitativos) comumente utilizados para quantificar questões que envolvem a qualidade, neste caso dos rios, e a adequação do método para tratar dados com tais características.

Soma-se a isso a possibilidade de fornecer um resultado de fácil compreensão para possíveis utilizadores do sistema ou público alvo a ser comunicado a respeito da avaliação, mesmo que estes não possuam conhecimento técnico sobre o tema.

Diversos autores relatam que embora as funções de pertinência possam ser de diferentes tipos (formas) as funções lineares como as triangulares e trapezoidais estão entre as mais utilizadas em função da sua simplicidade (ADRIAENSSENS et al., 2004; MARCHINI, 2011), eficiência computacional (HANS BANDEMER, 1995; ZIMMERMANN, 2001) e por serem mais próximas de funções não triangulares (PEDRYCZ, 1994). Yager; Zadeh (1992) citam a importância da facilidade de modificação das funções de pertinência em uma fase de treinamento do modelo, e justificam a escolha das formas triangular e trapezoidal em função de sua simplicidade neste sentido. As funções do tipo senoidal, gaussiana e sigmoide são não lineares, e (MARCHINI, 2011) sugerem ser, estas, mais adequadas para dados ecológicos.

As funções trapezoidais são extensões das triangulares e representam a diminuição da incerteza quanto ao grau de pertinência de um determinado elemento à um conjunto *difuso* (ADRIAENSSENS et al., 2004). O uso de funções triangulares simétricas tem sido frequente para representar a incerteza em relação aos dados de entrada (CHANG; CHEN; NING, 2001).

A opção pela utilização de funções triangulares para os conjuntos *difusos* “péssimo”, “Ruim”, “Regular”, e “Bom” no presente trabalho tiveram a intenção de considerar a incerteza quanto a pertinência de um valor de uma métrica a uma classe de qualidade, visto que a qualidade ambiental (saúde) do rio é um conceito bastante vago. A opção da forma trapezoidal para o conjunto “Ótimo”, por sua vez, considerou reduzir o grau de incerteza quanto a pertinência a este conjunto, visto que as funções de pertinência foram definidas a partir de dados de locais de referência, assim, valores compatíveis com os 25% mais elevados da distribuição dos locais de referência caracterizarão a pertinência máxima a este conjunto.

Locais de referência livres de interferência antrópica e, portanto, completamente preservados, são raros, sendo sugerido o uso de locais minimamente perturbados o quanto possível (HUGHES et al., 1998; STODDARD et al., 2006; WHITTIER et al., 2007). Assim, uma vez que os locais de referência adotados, dificilmente, são completamente preservados, o critério de utilizar a distribuição dos valores das métricas correspondentes a eles para definir as funções de pertinência dos

conjuntos *difusos* considerou que apenas os valores mais altos, que representam 25% dos valores registrados para os locais de referência, caracterizam um rio de ótima qualidade com grau de pertinência máxima. O intervalo de valores entre o 1º e 3º quartil (valores intermediários), que representa 50% dos valores observados, foi considerado adequado para caracterizar um rio podendo variar de bom a ótimo. Os valores mais baixos, correspondentes a 25% dos valores registrados para os locais de referência, foram considerados adequados para caracterizar um rio que pode variar de regular a bom.

Em sistemas *difusos* baseados em regras, a participação do especialista que conheça o tipo de ambiente alvo de uma avaliação é de grande importância na definição dos critérios de construção das funções de pertinência (ADRIAENSSENS et al., 2004), no entanto, a definição dos limites destas funções com base no conhecimento de especialistas é criticada por sua subjetividade (DARBRA; ELJARRAT; BARCELÓ, 2008; SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007). Assim, ao propor a utilização da distribuição dos dados dos locais de referência para a construção das funções de pertinência, nós estamos apresentando um critério generalista compatível com qualquer tipo de ambiente, por balizar os limites das funções de pertinência a partir do padrão esperado para o tipo de ambiente alvo da avaliação, além de reduzir a subjetividade inerente à opinião dos especialistas para tal finalidade.

Para aplicação do modelo em diferentes tipos de ambiente faz-se necessária à sua calibração com os valores de referência de locais compatíveis com o ambiente que se pretende avaliar.

A fase de inferência de um SID é um ponto crucial na construção de um modelo baseado na lógica *difusa*. Nela é definida a base de regras SE/ENTÃO que determina como será a interação entre os conjuntos *difusos* de entrada (antecedentes) e qual o resultado desta interação, conjunto *difuso* (consequente). É determinado, também, o método de agregação dos consequentes de cada regra para obtenção do resultado final, que corresponde a um valor linguístico (conjunto *difuso* de saída).

O ponto crítico relacionado a esta fase é que, é nela, onde o conhecimento do especialista é incorporado ao modelo por meio da definição das regras, e regras “inteligentes” levam a um sistema capaz de apresentar resultados consistentes com a realidade do fenômeno que se pretende avaliar, enquanto regras mal definidas

podem levar a um resultado sem sentido (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007). O número de regras demandado pelo sistema pode se tornar um problema, conforme já mencionado, pois um número muito elevado torna esta definição complexa e de difícil execução, condição comumente observada em problemas complexos que envolvem muitas variáveis e denominado “princípio ou maldição da dimensionalidade” (SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007; TORRA, 2002; WANG, 1999) que não é um problema exclusivo de sistemas *difusos* (LEE; CHUNG; YU, 2003).

Algumas estratégias para lidar com o número elevado de regras foram anteriormente apresentadas, como a abordagem de níveis hierárquicos e o agrupamento de métricas. Outra estratégia que vem sendo utilizada neste sentido são os agrupamentos de diferentes combinações de interações entre conjuntos *difusos* das variáveis que podem ser contempladas por uma única regra (GEGOV; GOBALAKRISHNAN, 2007; LEE; CHUNG; YU, 2003; TORRA, 2002).

Por exemplo, em um sistema com três variáveis (X1, X2 e X3), com possibilidade de pertencerem a três conjuntos *difusos* de entrada (A, B e C), e Y o resultado da regra com três conjuntos *difusos* de saída possíveis (F, G e H), seriam esperadas 27 regras (3³) (Figura 14).

Considerando a estrutura das regras de inferência SE/ENTÃO:

Se X1 é A; E/OU; X2 é B; E/OU X3 é C; ENTÃO Y é H.

A partir de uma matriz com as possibilidades de interações, neste caso 27, se o antecedente (conjunto *difuso* de entrada) da variável X1 **A** ou da variável X2 **C** forem determinante para o resultado Y da interação implicar no conjunto de saída **H**, independentemente dos antecedentes das demais variáveis, o resultado de quinze possibilidades de interação poderá ser controlado por duas regras:

Regra 1: Se X1 é **A**; E; X2 é (qualquer); E X3 é (qualquer); ENTÃO Y é **H**

Regra 2: Se X1 é (qualquer); E; X2 é **C**; E X3 é (qualquer); ENTÃO Y é **H**

Outras possibilidades de agrupamento neste exemplo estão relacionadas ao agrupamento dos seguintes consequentes:

Regra 3: Se X1 é **B**; E; X2 é **A**; E X3 não é **C**; ENTÃO Y é **F**

Regra 4: Se X1 é **B**; E; X2 é **B**; E X3 não é **C**; ENTÃO Y é **F**

Regra 5: Se X1 não é **A**; E; X2 é **A**; E X3 é **C**; ENTÃO Y é **G**

Regra 6: Se X1 não é **A**; E; X2 é **B**; E X3 é **C**; ENTÃO Y é **G**

Assim, das 27 possibilidades de interação entre as variáveis, que em teoria deveriam demandar 27 (3^3) regras, 23 são controladas por seis regras, restando ao especialista definir quatro regras, o que reduz o número total de regras do modelo para dez.

		X2								
		A			B			C		
		X3								
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
X1	A	H	H	H	H	H	H	H	H	H
	B	F	F	G	F	F	G	H	H	H
	C	H	G	G	H	G	G	H	H	H

 Regra 1
 Regra 2
 Regra 3
 Regra 4
 Regra 5
 Regra 6

FIGURA 14 – Exemplo da estratégia de agrupamentos de diferentes combinações de interações entre conjuntos *difusos* das variáveis que podem ser contempladas por uma única regra para redução do número total de regras do modelo.

Junto com a decisão de agrupar as métricas consideradas no modelo proposto e a decisão de seguir a abordagem de níveis hierárquicos, o agrupamento de possíveis combinações de interações reduziu o total de regras do modelo para 42 no primeiro nível hierárquico e 350 no segundo, totalizando 392 regras. Por sua vez, em um sistema *difuso* convencional o número de regras seria 78.125, e com o uso da abordagem hierárquica junto com o agrupamento de métricas, por si só, este número seria de 3.190 regras.

A discussão sobre o processo de “*defuzzificação*” é tratada de forma superficial na maior parte da literatura disponível. Leekwijck; Kerre (1999) sugerem que a não associação deste processo ao núcleo de um sistema *difuso* pode ser um dos motivos. Uma vez que um dos objetivos da lógica *difusa* é agregar a incerteza existente em questões do mundo real por meio do conceito de pertinência parcial de um elemento a um conjunto “resposta”, a “*defuzzificação*” vai no sentido oposto,

convertendo o resultado linguístico (conjunto *difuso* de saída) em um valor único rígido. Em sistemas de inferência, muitas vezes, o valor linguístico do conjunto de saída transmite informação suficiente sobre o fenômeno avaliado, e a *defuzzificação* tem sua importância relativizada. Em oposição, em sistemas controladores, para os quais as saídas precisam ser mais precisas, a importância da *defuzzificação* ganha maior proporção (LEEKWIJCK; KERRE, 1999).

Embora existam muitos métodos de “*defuzzificação*”, as aplicações, geralmente, funcionam bem com os métodos convencionais a exemplo do COG (RUNKLER, 1997), que está entre os mais utilizados em aplicações *difusas* (GHARIBI et al., 2012; SIVANANDAM; SUMATHI; DEEPA, 2007), e de um ponto de vista matemático, corresponderia ao valor esperado de probabilidade (ZIMMERMANN, 2001). Hota (2005) cita que a única desvantagem do método é a dificuldade computacional em lidar com funções de pertinência complexas.

Considerando o exposto e as evidências da compatibilidade do método COG com modelos *difusos* de avaliação da qualidade da água e saúde dos rios, visto os resultados apresentados sobre a eficiência de modelos aplicados neste contexto optou-se pela sua utilização no presente trabalho.

Uma vez que a construção do modelo utilizou-se de dados simulados, novas simulações de valores correspondentes a cenários específicos esperados foi realizada, para cada uma das métricas, para verificar a coerência interna do modelo, além de demonstrar seu funcionamento. Para esta simulação de situações hipotéticas foram levadas em consideração as teorias relacionadas à estrutura e composição de espécies e o comportamento das métricas em resposta a uma condição de aumento da degradação. Obviamente para inferir com o mínimo de precisão sobre o nível de calibração e validação do modelo o ideal é a utilização de um grande conjunto de dados reais divididos em um conjunto de dados de calibração e outro de validação.

Conclusão

O uso da lógica *difusa* em questões ambientais que envolvem a avaliação da qualidade de rios apresenta um grande potencial para o processo de gestão destes recursos naturais. A possibilidade de expressar os resultados por meio de valores

linguísticos (linguagem natural) confere maior facilidade de interpretação e comunicação dos resultados ao público não familiarizado com o arcabouço técnico relacionado a este tipo de avaliação.

Embora seja amplamente utilizada em questões relacionadas à diversas áreas do conhecimento, seu uso em questões ecológicas ainda é muito incipiente, em especial, na avaliação da qualidade ambiental (saúde) de recursos hídricos. A característica de transições “suaves” entre os limites das classes (categoria de qualidade), proporcionada pelos graus de pertinência, confere à lógica difusa a capacidade de lidar com a incerteza envolvida, em questões complexas, na classificação de um elemento em uma determinada classe, o que não ocorre em outras abordagens, cujos limites são “rígidos”, ou seja, uma diferença mínima entre dois elementos resulta em uma classificação dos mesmos em categorias diferentes, minimizando as incertezas.

A possibilidade de incorporar o conhecimento do especialista a um modelo de avaliação automatizada da qualidade ambiental de rios baseado na lógica difusa reduz a subjetividade associada ao julgamento do especialista em relação às abordagens em que este julgamento é demandado a cada avaliação. Nesses casos, consultas a diferentes especialistas podem resultar em critérios divergentes, afetando o resultado da avaliação para um mesmo cenário.

A abordagem multimétrica com base em dados de assembleias biológicas e locais de referência, amplamente aplicada no monitoramento ambiental e aceita pela comunidade científica, órgãos e entidades responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, é passível de aplicação por meio de ferramentas baseadas na lógica *difusa*. Tal aplicação é capaz de conferir menor subjetividade a questões criticadas por tal característica na abordagem multimétrica, a exemplo da definição dos intervalos de classes de qualidade e pontuação das métricas.

No que se refere à construção do modelo proposto, questões relacionadas às etapas do sistema de inferência *difuso* mostraram-se compatíveis com relatos da literatura. A subjetividade atribuída à decisão do especialista em determinar os parâmetros das funções de pertinência (classes de qualidade), amplamente criticada na literatura, foi eliminada, no presente modelo, pela proposição do critério da distribuição dos valores obtidos a partir de locais de referência, continuando a incorporação do conhecimento especializado no modelo, apenas, na fase de inferência, por meio do estabelecimento de regras Se/Então.

As questões abordadas no presente trabalho levam ao entendimento de que há um grande potencial na aplicação da lógica difusa na avaliação da qualidade ambiental de rios. Embora sua aplicação ainda seja incipiente neste sentido, as vantagens relacionadas a ela podem representar uma grande contribuição ao processo de gestão destes recursos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia – UFBA. Esta pesquisa faz parte da dissertação de Mestrado do primeiro autor no Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental do Instituto de Biologia - Universidade Federal da Bahia / Brasil.

Referências Bibliográficas

ABOUA, B. R. D.; KOUAMÉLAN, E. P.; N'DOUBA, V. Development of a fish-based index of biotic integrity (FIBI) to assess the quality of Bandama River in Côte d'Ivoire. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, n. 404, p. 8, 2012.

ABOUALI, M. et al. Two-phase approach to improve stream health modeling. **Ecological Informatics**, v. 34, p. 13–21, 2016.

ADRIAENSSENS, V. et al. Fuzzy rule-based models for decision support in ecosystem management. **Science of the Total Environment**, v. 319, n. 1–3, p. 1–12, 2004.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Applying an Index of Biotic Integrity Based on Sampling and Interpretation. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 6, n. 3, p. 418–429, jul. 1986.

ANGERMEIER, P. L.; SMOGOR, R. A.; STAUFFER, J. R. Regional Frameworks and Candidate Metrics for Assessing Biotic Integrity in Mid-Atlantic Highland Streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 129, n. February 2015, p. 962–981, 2000.

AUSTIN, M. P. et al. Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. **Ecological Modelling**, v. 199, n. 2, p. 197–216, 2006.

BARBOUR, M. T. et al. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Second Edition. **US Environmental Protection Agency Office of Water Washington DC**, v. 2nd, p. 339, 1998.

BARBOUR, M. T. et al. Measuring the attainment of biological integrity in the USA: a critical element of ecological integrity. **Hydrobiologia**, v. 422/423, n. March, p. 453–464, 2000.

- BOULTON, A. J. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 469–479, 1999.
- BREMNER, J.; ROGERS, S. I.; FRID, C. L. J. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). **Ecological Indicators**, v. 6, n. 3, p. 609–622, 2006.
- BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 339–345, 2008.
- CANAVESE, D.; SIQUEIRA ORTEGA, N. R.; GIATTI, L. L. Ecosystem approach and the Fuzzy logic: a dialectical proposal for information on Environmental Health. **Engenharia Sanitaria E Ambiental**, v. 17, n. 4, p. 363–368, 2012.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173–189, 2009.
- CHANG, N. B.; CHEN, H. W.; NING, S. K. Identification of river water quality using the fuzzy synthetic evaluation approach. **Journal of environmental management**, v. 63, p. 293–305, 2001.
- CHE OSMI, S. F. et al. Development of river water quality management using fuzzy techniques: a review. **International Journal of River Basin Management**, v. 5124, n. March, p. 1–12, 2016.
- DARBRA, R. M.; ELJARRAT, E.; BARCELÓ, D. How to measure uncertainties in environmental risk assessment. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 27, n. 4, p. 377–385, 2008.
- DENG, X. et al. Assessment of river health based on an improved entropy-based fuzzy matter-element model in the Taihu Plain, China. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 85–95, 2015.
- FAUSCH, K. D.; KARR, J. R.; YANT, P. R. Regional Application of an Index of Biotic Integrity Based on Stream Fish Communities. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 113, n. 1, p. 39–55, jan. 1984.
- FURSE, M. T. et al. The ecological status of European rivers: Evaluation and intercalibration of assessment methods. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 1–2, 2006.
- GEGOV, A.; GOBALAKRISHNAN, N. Advanced Inference in Fuzzy Systems by Rule Base Compression. **Mathware & Soft Computing**, v. 14, n. 201, p. 201–216, 2007.
- GHARIBI, H. et al. A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 87–95, 2012.
- HANS BANDEMER, S. G. Fuzzy Sets Fuzzy Logic Fuzzy Methods with Applications. n. June 1995, 1995.
- HAO, Z. C.; LIU, X. L.; JU, Q. Application of T-S Fuzzy Neural Network in the Assessment of River Ecosystem Health. **Advanced Materials Research**, v. 726–731, p. 958–962, 2013.
- HERING, D. et al. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 311–324, 2006.
- HOTA, H. S. **Effect of Different Defuzzification Methods in a fuzzy based load balancing**

application. [s.l.] GURU GHASIDAS UNIVERSITY, BILASPUR, 2005.

HUGHES, R. M. et al. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 7, p. 1618–1631, jul. 1998.

HUGHES, R. M.; HOWLIN, S.; KAUFMANN, P. R. A Biontegrity Index (IBI) for Coldwater Streams of Western Oregon and Washington. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 133, n. 6, p. 1497–1515, 2004.

HUGHES, R. M.; NOSS, R. F. Biological Diversity and Biological Integrity: Current Concerns for Lakes and Streams. **Fisheries**, v. 17, n. 3, p. 11–19, maio 1992.

ICAGA, Y. Fuzzy evaluation of water quality classification. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 3, p. 710–718, 2007.

ISLAM, N. et al. Evaluation of source water protection strategies: A fuzzy-based model. **Journal of Environmental Management**, v. 121, p. 191–201, 2013.

KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21–27, nov. 1981.

KARR, J. R. et al. Assessing biological integrity in running waters: A Method and its Rationale. **Illinois Natural History Survey Special Publication 5**, n. December, p. 28, 1986.

KARR, J. R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. **Ecological Applications**, v. 1, n. 1, p. 66, fev. 1991.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 221–234, mar. 1999.

KARR, J. R. Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. **Biologia Ambientale**, v. 20, n. 2, p. 7–18, 2006.

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological Perspective on Water Quality Goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55–68, 1981.

LEE, M.-L.; CHUNG, H.-Y.; YU, F.-M. Modeling of hierarchical fuzzy systems. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 138, n. 2, p. 343–361, 2003.

LEEKWIJCK, W. VAN; KERRE, E. E. Defuzzification: criteria and classification. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 108, n. 2, p. 159–178, 1999.

LIU, X.; HAO, Z. Variable evaluation model and its application on the assessment of river ecosystem health. **Eighth International Conference on Fuzzy Systems and Knowledge Discovery, {FSKD} 2011, 26-28 July 2011, Shanghai, China**, n. 2, p. 917–920, 2011.

LYONS, J. et al. Index of Biotic Based on Fish Assemblages for the Conservation of Streams and Rivers in West-Central Mexico. **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 569–584, 1995.

MARCHINI, A. Modelling Ecological Processes with Fuzzy Logic Approaches. In: JOPP, F.; REUTER, H.; BRECKLING, B. (Eds.). . **Modelling Complex Ecological Dynamics**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 133–145.

MCCORMICK, F. H. et al. Development of an Index of Biotic Integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 130, n. 5, p. 857–877, set. 2001.

- MCKONE, T. E.; DESHPANDE, ASHOK, W. Can Fuzzy Logic Bring Complex Environmental problems into focus? **Environmental Science & Technology**, p. 42–47, 2005.
- 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, set. 1988.
- MOYA, N. et al. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 840–847, 2011.
- OBERDOFF, T. et al. Development and validation of a fish-based index for the assessment of “river health” in France. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1720–1734, 2002.
- OBERDORFF, T.; HUGHES, R. M. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin , France. **Hydrobiologia**, v. 228, n. 2, p. 117–130, 1992.
- OCAMPO-DUQUE, W. et al. Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 733–742, 2006.
- ORTEGA, N. R. S. **Aplicação da Teoria de Conjuntos Fuzzy a Problemas da Biomedicina**. [s.l.] Universidade de São Paulo - USP, 2001.
- PEDRYCZ, W. Why triangular membership functions? **Fuzzy Sets and Systems**, v. 64, p. 21–30, 1994.
- PONT, D. et al. Assessing river biotic condition at a continental scale: A European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 1, p. 70–80, 2006.
- PONT, D. et al. A Predictive Index of Biotic Integrity Model for Aquatic-Vertebrate Assemblages of Western U.S. Streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 138, n. 2, p. 292–305, 2009.
- PORTO JUNIOR, A. C. S. **Desenvolvimento de um sistema de monitoração e diagnóstico utilizando lógica fuzzy aplicado às válvulas de controle de processo do CEA – Centro Experimental de Aramar**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- ROSET, N. et al. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, n. 6, p. 393–405, dez. 2007.
- ROSS, T. J. **Fuzzy Logic with Engineering Applications**. 3. ed. New Mexico: John Wiley Sons, Ltd, 2010.
- RUARO, R.; GUBIANI, É. A. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 105–110, 2013.
- RUNKLER, T. A. Selection of appropriate defuzzification methods using application specific properties. **IEEE Transactions on Fuzzy Systems**, v. 5, n. 1, p. 72–79, 1997.
- SCANNAPIECO, D. et al. River water quality assessment: A comparison of binary- and fuzzy logic-based approaches. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 132–140, 2012.
- SCARDI, M.; TANCIONI, L.; CATAUDELLA, S. Monitoring Methods Based on Fish, in Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives. In: ZIGLIO, G.; SILIGARDI, M.; FLAIM, G. (Eds.). **Biological Monitoring of Rivers**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2005. p. 135–153.

SINGH, H.; GUPTA, M.; MEITZLER, T. Real-life applications of fuzzy logic. **Advances in Fuzzy Systems**, v. 2013, p. 1–3, 2013.

SIVANANDAM, S. N.; SUMATHI, S.; DEEPA, S. N. Introduction to fuzzy logic using MATLAB. New York: Springer, 2007.

STODDARD, J. L. et al. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. **Ecological Applications**, v. 16, n. 4, p. 1267–1276, 2006.

THE MATHWORKS INC. (2016a). SIMULINK (Version 8.7, Release R2016a). Natick, Massachusetts.

THE MATHWORKS INC. (2016b). MATLAB (Version 8.7, Release R2016a). Natick, Massachusetts.

TORRA, V. A review of the construction of hierarchical fuzzy systems. **International Journal of Intelligent Systems**, v. 17, n. 5, p. 531–543, 2002.

WANG, L. Analysis and design of hierarchical fuzzy systems. **IEEE Transactions on Fuzzy Systems**, v. 7, n. 5, p. 617–624, 1999.

WANG, W. et al. Assessment of River Water Quality Based on Theory of Variable Fuzzy Sets and Fuzzy Binary Comparison Method. **Water Resources Management**, v. 28, n. 12, p. 4183–4200, 2014.

WHITTIER, T. R. et al. A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from stream and rivers in the western USA. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 136, n. December 2012, p. 718–735, 2007.

XU, S.; LIU, Y. Assessment for river health based on variable fuzzy set theory. **Water Resources**, v. 41, n. 2, p. 218–224, 2014.

YAGER, R. R.; ZADEH, L. A. An Introduction to Fuzzy Logic Applications in Intelligent Systems. 1. ed. New York: Springer Science+ Business Media, LLC, 1992.

YIN, Z. et al. **Fuzzy Comprehensive Evaluation of River Health Using (1/2, 2) EM Method**. 2009 Sixth International Conference on Fuzzy Systems and Knowledge Discovery. **Anais...IEEE**, 2009Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/xpl/articleDetails.jsp?tp=&arnumber=5359830&contentType=Conference+Publications&pageNumber=4&queryText=fuzzy+systems+and+rivers>>

YODER, C.; RANKIN, E. **The role of biological criteria in water quality monitoring, assessment, and regulation**Ohio EPA Technical Report MAS/1995- I-3. Ohio: [s.n.]. Disponível em: <<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Role+of+Biological+Criteria+in+Water+Quality+Monitoring,+Assessment,+and+Regulation#1>>.

ZADEH, L. A. Fuzzy Sets. **Information and Control**, v. 8, p. 338–353, 1965.

ZHAO, Y. W.; YANG, Z. F. Integrative fuzzy hierarchical model for river health assessment: A case study of Yong River in Ningbo City, China. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 14, n. 4, p. 1729–1736, 2009.

ZIMMERMANN, H. J. Fuzzy set theory and its applications - Fourth Edition. 4. ed. New York: Springer Science+Business Media, LLC, 2001.