

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

ANDRÉIA ISAAC

**Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em
estudos ecológicos e avaliações ambientais**

Maringá
2013

ANDRÉIA ISAAC

Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em estudos ecológicos e avaliações ambientais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn

Coorientador: Prof. Dr. Luis Mauricio Bini

Maringá
2013

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

I73m Isaac, Andréia, 1975-
Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em estudos ecológicos e avaliações ambientais / Andréia Isaac. -- Maringá, 2013.
37 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn.
Coorientador: Prof. Dr. Luis Maurício Bini.

1. Peixes - Comportamento alimentar - Metodologias - Classificação - Análise multivariada. 2. Ecologia trófica - Metodologias. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1530151953
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

ANDRÉIA ISAAC

Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em estudos ecológicos e avaliações ambientais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Éder André Gubiani
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Toledo

Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro
Pontifícia Universidade Católica-GO

Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito
Universidade Estadual de Maringá

Dr.^a Rosemara Fugi
Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 20 de março de 2013.

Local da defesa: Auditório Keshyiu Nakatani, Nupélia, Bloco G-90, campus da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

À Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn e ao Prof. Dr. Luis Mauricio Bini pela orientação.

Ao PEA (Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) pelo suporte financeiro e de infraestrutura.

Ao Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura), pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização deste trabalho.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto institucional PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Sítio 6).

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de doutorado, e da bolsa sanduíche através do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica – PROCAD.

Aos companheiros Marlene, Natália, Gustavo, Raffael, Michele, Maria Júlia e Luciano pela amizade e pelos ensinamentos. Agradeço de maneira especial à Alessandra, pela dedicação ao trabalho e pela amizade. À Dr.^a Rosemara Fugi por sua generosidade em transmitir seu conhecimento.

Aos amigos Giovana, Lilian, Patrícia, Letícia, Aninha, Diler, Cris, Fani, Eveline, Carina, Vanessa (Vani), Carlos, Daniel, João, Hugo, Felipe, Lívia, Cíntia, Paulão, Bruno (Cabelis), Danielle, Vanessa, Nubia, Ludmila, Leandro, Fábio, Ricardo, Rafael, Fabrício e Bruno. À tia Isis, pessoa mais generosa que conheci na vida.

Aos funcionários do PEA e do Nupélia.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Todas estas pessoas acrescentaram felicidade aos meus dias e mudaram minha vida de alguma maneira. Deram-me carinho, foram solidários, generosos, atenciosos, prestativos e companheiros. Desejo a vocês felicidades sem fim.

Aos meus pais pelo incentivo e apoio.

Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em estudos ecológicos e avaliações ambientais

RESUMO

Comparar metodologias utilizadas na classificação de espécies de peixes em guildas tróficas e avaliar sua influência sobre a abundância e a riqueza relativa de espécies dentro das guildas formadas. Foram selecionadas, na literatura sul-americana, metodologias comumente utilizadas em estudos de ecologia trófica em assembleias de peixes, e estas foram aplicadas a um conjunto de dados de dieta provenientes de uma planície de inundação Neotropical. As espécies também foram classificadas quanto ao seu hábito alimentar, a partir de informações obtidas em levantamento bibliográfico, e as guildas resultantes foram denominadas “guildas conservativas”. Os resultados mostraram diferenças na classificação das espécies, de acordo com a metodologia utilizada, sendo que a análise visual, com ponto crítico $\geq 70\%$, foi a que melhor representou a dieta das espécies. Todas as metodologias avaliadas incluíram espécies em guildas que não representaram a principal categoria alimentar consumida, sendo que as metodologias baseadas em análises multivariadas e o ponto crítico $\geq 40\%$, foram as menos precisas em classificar as espécies de acordo com a categoria alimentar preferencial. A abundância e a riqueza relativa de espécies nas guildas tróficas foram influenciadas pela metodologia de classificação utilizada. A partir dos resultados obtidos, são sugeridas duas abordagens de uso de guilda trófica para estudos ecológicos e avaliações ambientais: (i) o hábito alimentar das espécies é utilizado na sua classificação, e as guildas são chamadas “guildas conservativas”; (ii) a dieta é utilizada como base da classificação, e as guildas são denominadas “guildas pontuais”.

Palavras-chave: Análise multivariada. Dieta. Hábito alimentar. Métrica quantitativa. Rio Paraná. Planície de inundação.

Methodologies for classifying fish into trophic guilds for use in ecological studies and environmental assessments

ABSTRACT

Compare the methodologies used in the classification of fish species into trophic guilds and evaluate their influence on the relative abundance and richness of species within guilds formed. Methodologies commonly used in studies of trophic ecology in fish assemblages were selected in South American literature, and it was applied to a data set from the diet of fishes from a Neotropical floodplain. The species were also classified considering its feeding habits (information obtained in literature) and the resulting guilds were classified as "conservative guilds." The results showed differences in the classification of species, according to the methodology applied, being that the visual analysis with the critical point $\geq 70\%$ was the one which best represented the diet of the species. All the evaluated methods included species into guilds that did not represent the main food category consumed, and the methodologies based on multivariate analysis and the critical point $\geq 40\%$, were less accurate in classifying species according to preferred trophic category. The relative abundance and richness of species of the trophic guilds were influenced by the applied methodology classification. Based on these results, two approaches are suggested for the use of trophic guild in ecological studies and environmental assessments: (i) the feeding habit of the species is used in its classification and guilds are called "conservative guilds; (ii) the diet is used as the foundation of the classification, and the guilds are called "punctual guilds".

Keywords: Multivariate analysis. Diet. Feeding habits. Quantitative metrics. Paraná river floodplain.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Ecological Indicators*. Disponível em: <http://www.elsevier.com/journals/ecological-indicators/1470-160X/guide-for-authors>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	09
2	MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1	CAPTURA DE PEIXES.....	11
2.2	CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA DIETA.....	11
2.2.1	Análise da dieta e determinação das categorias alimentares.....	11
2.2.2	Crterios de denominação das guildas tróficas.....	12
2.2.3	Seleção das metodologias de classificação.....	13
2.2.3.1	Avaliação Visual.....	13
2.2.3.2	Agrupamento pelas Médias Aritméticas não Ponderadas (UPGMA).....	14
2.2.3.3	Variância Mínima de Ward.....	14
2.2.3.4	Análise de Correspondência “Detrended” (DCA).....	15
2.2.3.5	Método das K-Médias e K-Médias Generalizado.....	15
2.3	CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA LITERATURA.....	15
2.4	HOMOGENEIDADE DE DISPERSÕES MULTIVARIADAS.....	15
2.5	TABULAÇÃO CRUZADA.....	16
2.6	INFLUÊNCIA DAS METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO SOBRE A ABUNDÂNCIA E A RIQUEZA RELATIVA DENTRO DAS GUILDAS TRÓFICAS.....	16
2.7	SOFTWARE.....	16
3	RESULTADOS	17
3.1	COLEÇÃO DE PEIXES.....	17
3.2	CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA DIETA.....	18
3.2	DETERMINAÇÃO DAS CATEGORIAS ALIMENTARES.....	18
3.2.1	Avaliação Visual.....	18
3.2.2	Agrupamento pelas Médias Aritméticas não Ponderadas (UPGMA).....	18
3.2.3	Variância Mínima de Ward.....	21
3.2.4	Análise de Correspondência “Detrended” (DCA).....	22
3.2.5	Análise de Correspondência “Detrended” associada ao método de K-Médias e K-Médias Generalizado.....	23

3.2.6	K-Médias e K-Médias Generalizado.....	24
3.3	CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS COM BASE NA LITERATURA.....	25
3.4	HOMOGENEIDADE DE DISPERSÕES MULTIVARIADAS.....	25
3.5	COINCIDÊNCIA NA CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES.....	27
3.6	INFLUÊNCIA DAS METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO SOBRE A ABUNDÂNCIA E A RIQUEZA RELATIVA DENTRO DAS GUILDAS TRÓFICAS.....	27
4	DISCUSSÃO.....	29
	REFERÊNCIAS.....	32

1 INTRODUÇÃO

O termo “guilda” pode ser definido como “um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de modo similar” (Root, 1967). Burns (1989), por não concordar com o conceito de nível trófico proposto por Lindeman (1942), uniu o termo “guilda trófica” de Yodzis (1982) ao conceito de “guilda” de Root (1967) e às ideias de Lindeman (1942) e propôs o uso do termo “guilda trófica” em substituição à nível trófico, significando “um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos tróficos de modo similar”.

O agrupamento de espécies em guildas tróficas têm se mostrado útil tanto para a compreensão ecológica de comunidades aquáticas permitindo a simplificação e a modelagem de ecossistemas complexos (Esteves et al., 2008; Garrison e Link, 2000; Han et al., 2011; Vander Zanden e Vadeboncoeur, 2002), quanto como ferramenta em avaliações ambientais (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; Petesse et al., 2007; Pont et al., 2006; Roset et al. 2007) com o objetivo de nortear a tomada de decisões de manejo de ecossistemas. A relevância do uso de guildas tróficas de peixes como ferramenta na avaliação da qualidade de águas superficiais continentais é reconhecida por instituições governamentais nos Estados Unidos (Flotemersch et al., 2006; USEPA, 2007) e na Europa (Environment Agency, 2012).

A utilização de guildas tróficas na avaliação de impactos ambientais baseia-se no pressuposto de que ações antrópicas que afetam os recursos alimentares irão afetar similarmente os membros das guildas que os utilizam (Severinghaus, 1981). Assim, as guildas são incorporadas à índices multimétricos (e.g. Karr, 1981) como uma métrica funcional da assembleia de peixes, sendo que tais índices têm sido adaptados e testados em vários países (Bozzetti e Schulz, 2004; Hallett et al., 2012; Raburu e Masese, 2012; Tejerina-Garro et al., 2006).

Atualmente se observa uma concentração de esforços na avaliação da precisão dos indicadores de níveis de alteração ambiental utilizados em índices multimétricos (Crane et al., 2011; Terra e Araújo, 2011; Raburu e Masese, 2012; Trebitz et al., 2003), com o objetivo de desenvolver metodologias mais robustas de avaliação da integridade dos corpos de água, evitando assim, erros de classificação. Contudo, analisando o uso de métricas tróficas em avaliações ambientais, percebe-se uma ausência de padronização para a inclusão das espécies de peixes em guildas. Não é raro, por exemplo, que espécies pertencentes à mesma assembleia sejam incluídas em guildas com base em levantamentos bibliográficos de estudos conduzidos em diferentes locais e períodos. Há também estudos que utilizam classificações prévias, obtidas de levantamentos bibliográficos, para as espécies cujo número de indivíduos

capturados é insuficiente para realizar uma análise de dieta, enquanto as espécies mais abundantes da assembleia são classificadas de acordo com informações de dieta, obtidas localmente e em determinado período.

É possível que tal prática resulte em classificações inadequadas, influenciando a composição das guildas de uma assembleia. Isso porque devido à adaptabilidade trófica apresentada pelos peixes (Ross, 1986), podem ocorrer modificações na dieta de uma espécie relacionadas à variações espaciais e sazonais na disponibilidade de recursos alimentares (Gerking, 1994; Hahn et al., 2004; Hahn e Fugi, 2007; Tejerina-Garro e Mérona, 2010; Ximenes et al., 2011). Em consequência, a classificação obtida em levantamento bibliográfico pode não ser condizente com a dieta da espécie em todos os locais e períodos em que ocorre. Além dos problemas relacionados à ausência de um padrão metodológico para a inclusão das espécies de peixes em guildas, não há informações na literatura a respeito de diferenças na classificação das espécies relacionadas à metodologia utilizada. Tais diferenças poderiam acrescentar incerteza às métricas tróficas.

A fim de adotar a abordagem de guildas tróficas para auxiliar a compreensão de relações ecológicas em comunidades aquáticas e para avaliações ambientais, é necessário o conhecimento das possíveis diferenças nas classificações de espécies de peixes em guildas relacionadas aos tipos de metodologia de classificação, já que a classificação é a base para o uso da abordagem de guildas. O objetivo do presente estudo foi comparar diferentes metodologias utilizadas na classificação de espécies de peixes em guildas tróficas e avaliar sua influência sobre a abundância e a riqueza relativa de espécies dentro das guildas. Em particular, foram avaliados: (1) as classificações de 54 espécies de peixes, obtidas a partir da aplicação de nove metodologias, sobre dados de dieta das espécies; (2) a classificação das mesmas espécies de peixes, utilizando informações obtidas em levantamento bibliográfico; (3) o método de classificação que inclui o maior número de espécies da assembleia em guildas que representam a categoria alimentar mais utilizada pela espécie; (4) a influência das metodologias de classificação sobre a abundância e a riqueza relativa dentro das guildas tróficas resultantes de cada metodologia. Foi, portanto, testada a hipótese de influência da metodologia sobre a classificação das espécies de peixes em guildas tróficas.

As metodologias selecionadas são comumente utilizadas em estudos de ecologia trófica de assembleias de peixes, e foram aplicadas a um conjunto de dados de dieta de espécies provenientes de uma área localizada em uma planície de inundação Neotropical.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CAPTURA DE PEIXES

Os peixes foram capturados trimestralmente durante um ciclo hidrológico, entre setembro de 2009 e junho de 2010, em nove pontos de amostragem localizados na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil (Fig. 1). Em cada local foram instalados 368 m² de redes de espera simples (20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 100, 120, 140, e 160 mm, entre nós opostos), que ficaram expostas por 24 horas. As despescas ocorreram às 8, 16 e 22 horas. Os espécimes foram anestesiados com solução de benzocaína, identificados (Buitrago-Suárez e Burr, 2007; Graça e Pavanelli, 2007; Lucena, 2007), medidos, pesados e os estômagos com grau de repleção estomacal 2 ou 3 foram retirados e fixados em formaldeído 4%.

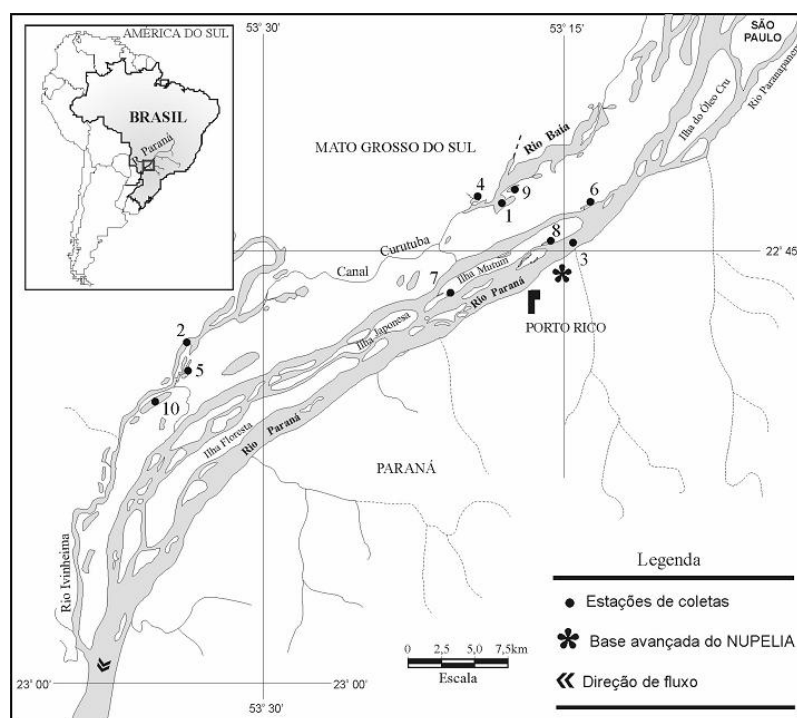


Fig. 1 Área de estudo e localização dos pontos de amostragem na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. 1- rio Baía, 2- rio Ivinheima, 3- rio Paraná, 4- lagoa Guaraná, 5- lagoa dos Patos, 6- lagoa das Garças, 8- ressaco do Pau-Véio, 9- lagoa Fechada, 10- lagoa Ventura.

2.2 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA DIETA

2.2.1- Análise da dieta e determinação das categorias alimentares

Os itens alimentares foram identificados sob microscópio estereoscópico e óptico, e posteriormente, agrupados em categorias alimentares, de maneira que cada uma representasse um conjunto de itens que não são consumidos de forma dissociada, formando unidades taxonômicas e/ou ecológicas. Foram formadas as seguintes categorias alimentares: (1)

Detrito: fragmentos vegetais e de origem animal em processo de decomposição, fezes, matéria orgânica amorfa e espículas de esponja; (2) Alga: algas unicelulares e filamentosas; (3) Vegetal Superior: macrófita aquática (folhas, flores, raízes e sementes) e vegetal terrestre (folhas, flores, frutos, sementes); (4) Microcrustáceo: cladóceros, copépodes, conchostraca e ostrácoda; (5) Crustáceo (Decapoda): camarões e caranguejos; (6) Molusco: gastrópodes e bivalves; (7) Inseto Aquático: fases imaturas aquáticas de insetos; (8) Artrópodes Terrestres: insetos, miriápodes e aracnídeos; (9) Outros Invertebrados Aquáticos: rotíferos, nematodes, tecamebas e briozoários; (10) Peixe: espécimes inteiros e partes de peixes.

A frequência de ocorrência (O%) e a frequência volumétrica (V%) (Hyslop, 1980) foram calculadas para as categorias alimentares.

O volume de cada item alimentar foi obtido pelo deslocamento da coluna de água utilizando-se uma bateria de provetas graduadas quando os itens alimentares apresentavam volume superior a 0,1ml. Nos casos em que o volume foi inferior a 0,1ml utilizou-se uma placa milimetrada, em que o volume obtido inicialmente em mm^3 foi transformado em ml (Hellawell e Abel, 1971). A importância de cada categoria foi inferida a partir da combinação da frequência de ocorrência e da frequência volumétrica, no índice alimentar (IAi%) (Kawakami e Vazzoler 1980). Para as análises multivariadas posteriores, os valores de V% e do IAi% de cada observação foram transformados em arcoseno da raiz quadrada, com o objetivo de remover diferenças na escala entre as variáveis originais (Gotelli e Ellison, 2011).

2.2.2. Critérios de denominação das guildas tróficas

As guildas tróficas receberam uma denominação correspondente à categoria alimentar mais utilizada pelas espécies que compuseram o grupo. Para a identificação das guildas na ausência de preferência pelo uso de uma categoria alimentar, valores do índice alimentar de algumas categorias alimentares foram acumulados. Assim, foram consideradas “detritívoras” as espécies cujo resultado da soma dos valores do índice alimentar das categorias “detrito”, “alga” e “outros invertebrados aquáticos” foi superior aos valores individuais de IAi% das demais categorias. Esse agrupamento se justifica pelo fato de que peixes que se alimentam de detrito, podem ingerir junto com este recurso, invertebrados bentônicos e algas que se acumulam no substrato. As espécies foram classificadas como “invertívora aquática” quando a soma dos valores do IAi% de “insetos aquáticos” e “microcrustáceos” foi superior ao das demais categorias.

A guilda trófica foi identificada como “omnívora” quando reuniu espécies que não mostraram preferência por uma categoria específica de recurso alimentar. Ressalta-se que esta

não é a única guilda que reúne organismos que predam sobre mais de um nível trófico, já que com exceção de “algas” e “vegetais superiores”, todas as demais categorias reúnem organismos que possivelmente ocupam diferentes níveis tróficos.

2.2.3. Seleção das metodologias de classificação

A seleção das metodologias de classificação de espécies de peixes em grupos tróficos foi realizada através de um levantamento bibliográfico na Base ISI (Institute for Scientific Information), no Portal de Periódicos CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). Para isso, foram aplicadas as seguintes restrições: a) ano: 2005-2011; b) palavras-chave: Fish* + tropical river/South America/Floodplain + functional descriptors/diet/guilds/feeding guilds/food resources/ feeding strategies/ trophic organization/ trophic structure/ resource availability/ diet plasticity; c) seleção de estudos focando aspectos da ecologia trófica da assembleia de peixes, que apresentassem algum método de classificação em guildas tróficas; d) descarte de estudos realizados em estuários e mangues.

A partir deste levantamento, oito procedimentos metodológicos foram selecionados de nove artigos científicos, sendo quatro metodologias de avaliação visual, dois métodos quantitativos de agrupamento, um de ordenação e uma combinação de ordenação e agrupamento (Tabela 1). O método de agrupamento das K-Médias Generalizado não foi citado nos artigos, porém foi incluído nesse estudo.

Tabela 1

Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas e respectivas fontes bibliográficas.

Metodologia	Fonte Bibliográfica
Ponto crítico $\geq 70\%$	Mérona et al. (2008)
Ponto crítico $\geq 50\%$	Bennemann et al. (2011)
Ponto crítico $\geq 40\%$	Tejerina-Garro e Mérona (2010)
Ponto crítico $\geq 51\%$	Corrêa et al. (2011)
Agrupamento pelas Médias Aritméticas não Ponderadas (UPGMA)	Ibañez et al. (2007); Novakowski et al. (2008)
Variância Mínima de Ward	Rolla et al. (2009)
Análise de Correspondência “Detrended” (DCA)	Peretti e Andrian (2008)
DCA/Método das K-Médias	Luz-Agostinho et al. (2006)

2.2.3.1. Avaliação Visual

As metodologias identificadas como “visuais” utilizam valores de referência chamados “ponto crítico” para incluir as espécies em guildas tróficas. Os valores de referência são limites acima do qual, o uso relativo de uma categoria alimentar determina a inclusão da espécie em uma guilda. Os pontos críticos de $\geq 70\%$, $\geq 50\%$ e $\geq 40\%$ foram aplicados aos

valores do índice alimentar (IAi%), e o ponto crítico de $\geq 51\%$, aos valores de frequência volumétrica (V%), conforme literatura pesquisada.

2.2.3.2. Agrupamento pelas Médias Aritméticas não Ponderadas (UPGMA)

Com o objetivo de verificar a possível influência dos dados originais (IAi% e V%) sobre a distância entre os pares de espécies, duas matrizes espécie-categoria alimentar foram usadas para gerar as matrizes de distância. Estas foram obtidas com o coeficiente de distância Euclidiana (Legendre e Legendre, 1998) e a correlação entre elas, testadas com o teste de Mantel. Os valores de distância foram agrupados pelo método UPGMA (Legendre e Legendre, 1998), e os resultados apresentados em um dendrograma. Através do coeficiente de correlação cofenético (Legendre e Legendre, 1998) foi selecionado o dendrograma que melhor representou a matriz de distância original. Para detectar o melhor nível de formação dos grupos, foi utilizado um método de decomposição do dendrograma através da análise de diferentes níveis de corte para a formação dos grupos (Bini e Diniz-Filho, 1995). Neste método, o dendrograma é particionado em vários níveis, e para cada um, uma matriz modelo é construída conferindo o valor de 0 se o par de espécies que estiver sendo comparado estiver no mesmo grupo e o valor 1 caso contrário. Posteriormente, as diferentes matrizes modelos foram correlacionadas com a matriz de distância original. Foi selecionado o nível de corte que maximizou o valor da correlação matricial. A guilda correspondente aos grupos formados foi determinada após uma avaliação visual da categoria de recurso alimentar mais utilizada pelas espécies de cada grupo.

2.2.3.3. Variância Mínima de Ward

O método hierárquico Variância Mínima de Ward (Borcard et al., 2011) foi aplicado sobre uma matriz espécie-categoria alimentar, com valores do IAi%. Duas matrizes de distância entre os pares de espécies foram obtidas com os coeficientes de dissimilaridade Bray-Curtis e distância Euclidiana, e a correlação entre estas testada com o teste de Mantel. Os valores de distância de cada matriz foram agrupados pelo método Variância Mínima de Ward. A correlação cofenética foi calculada para os dendrogramas gerados, com o objetivo de identificar o que representou mais adequadamente a matriz de dados originais.

2.2.3.4. Análise de Correspondência “Detrended” (DCA)

Os valores de $IA_i\%$ da matriz espécie-categoria alimentar foram ordenados pela Análise de Correspondência “Detrended” -DCA (Hill e Gauch, 1980). Os escores dos eixos 1 e 2 foram correlacionados com as categorias alimentares através da correlação de Pearson, como objetivo de verificar quais categorias mais contribuíram para a formação dos eixos.

2.2.3.5. Método das K-Médias e K-Médias Generalizado

Os escores dos dois primeiros eixos da DCA foram submetidos aos métodos das K-Médias (Legendre e Legendre, 1998) e K-Médias Generalizado, que agruparam as espécies. Para o método das K-Médias Generalizado foi utilizado a distância Euclidiana. Este método usa um esquema modificado de validação cruzada para determinar o melhor número de grupos a partir dos dados. Os dois métodos foram também aplicados aos valores de $IA_i\%$ das categorias alimentares da matriz espécie-categoria alimentar.

2.3 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA LITERATURA

As espécies capturadas foram também classificadas em guildas tróficas com base em informações obtidas na literatura. Esta classificação representa o hábito alimentar das espécies, e as guildas formadas serão doravante identificadas como “guildas conservativas”. Para a determinação de tais guildas foram selecionados trabalhos conduzidos na planície de inundação do alto rio Paraná, sem restrições de data, local ou metodologia, e os seguintes critérios foram adotados: a) a guilda que se repetiu em todos os trabalhos consultados foi mantida; b) quando um dos trabalhos classificou a espécie como omnívora, sua dieta foi avaliada em todos os trabalhos pesquisados e a guilda foi determinada de acordo com os critérios do presente estudo; c) espécies incluídas nas guildas detritívora, bentívora, iliófaga, insetívora e invertívora, tiveram a dieta avaliada e a espécie foi reclassificada de acordo com critérios de classificação do presente estudo.

2.4 HOMOGENEIDADE DE DISPERSÕES MULTIVARIADAS

As guildas tróficas obtidas pelos métodos descritos acima foram submetidas a um teste de homogeneidade de dispersões multivariadas (Anderson, 2005; Anderson et al., 2006). Foi utilizada uma matriz espécie-categoria alimentar, em que o uso relativo das categorias alimentares foi representado pelos valores do $IA_i\%$. A matriz de distância entre os pares de espécies foi obtida com o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis. A homogeneidade na

dispersão multivariada entre as guildas foi testada como uma análise de variância (ANOVA; $P \leq 0,05$) (Anderson, 2005; Anderson et al., 2006) em que os valores de probabilidade associados são estimados por 1000 permutações, sob a hipótese nula de nenhuma diferença na dispersão entre as guildas. No caso da hipótese nula ser rejeitada, um teste de Tukey foi utilizado para verificar quais guildas diferiam em relação à dispersão.

Espera-se que um bom método de classificação forme guildas coesas e homogêneas em relação à dispersão, com exceção da guilda composta por espécies omnívoras, que deve apresentar grande dispersão em comparação com as demais. Para a análise de dispersão é necessário um n mínimo de três unidades para cada grupo, portanto, as guildas que agruparam menos de três espécies não foram incluídas nas análises.

2.5 TABULAÇÃO CRUZADA

Os métodos foram comparados em relação à coincidência na classificação de cada espécie através do método de tabulação cruzada. Foram geradas tabelas de confusão para todas as possíveis combinações entre métodos. A classificação das espécies que resultou de cada método testado foi comparada à classificação obtida a partir do levantamento bibliográfico. As espécies que não tiveram sua guilda conservativa identificada, não foram incluídas na tabulação cruzada.

2.6 INFLUÊNCIA DAS METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO SOBRE A ABUNDÂNCIA E A RIQUEZA RELATIVA DENTRO DAS GUILDAS TRÓFICAS

Para verificar possível influência das metodologias de classificação sobre a abundância e a riqueza relativa de espécies dentro das guildas formadas, para cada guilda trófica foram calculados os valores de abundância relativa e riqueza relativa, de acordo com a composição de espécies determinada pelas metodologias de classificação. Os valores de abundância e riqueza relativa foram, então, comparados entre as metodologias de classificação, para cada guilda trófica. Os pontos de coleta foram considerados as unidades amostrais e as metodologias de classificação, as variáveis. A comparação foi realizada com uma análise de variância não paramétrica (ANOVA de Friedman). Os dados foram previamente submetidos à transformação angular.

2.7 SOFTWARE

O software R (R Development Core Team, 2007) com o pacote Vegan (Oksanen et al., 2007) foi utilizado nas análises de Agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas

(UPGMA), de Variância Mínima de Ward e no teste de Homogeneidade de Dispersões Multivariadas. Para as metodologias de agrupamento K-Médias, K-Médias Generalizado, tabelas de confusão e a análise de variância (ANOVA de Friedman) foi utilizado o programa Statistica 7.1 (StatSoft Inc., 2005). Para a Análise de Correspondência “Detrended” (DCA), foi utilizado o programa PC-ORD 3.0 (MacCune e Mefford, 1997).

3 RESULTADOS

3.1 COLEÇÃO DE PEIXES

Foram analisados os conteúdos estomacais de 1690 espécimes pertencentes a 54 espécies de peixes (Tabela 2). As espécies de Loricariidae não foram incluídas neste trabalho devido ao fato de seus representantes mostrarem grande especialização morfológica para o consumo de detrito, sendo que a guilda a qual estas espécies pertencem está bem definida.

Tabela 2

Espécies de peixes capturadas na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil, com seus respectivos códigos (Cód.), número de estômagos analisados (*n*) e comprimentos padrão (CP) mínimo e máximo em centímetros.

Espécies	Cód.	<i>n</i>	CP	Espécies	Cód.	<i>n</i>	CP
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	sp.01	129	9,2-41,1	<i>Leporinus obtusidens</i>	sp.28	43	7,8-29,5
<i>Ageneiosus inermis</i>	sp.02	6	18,7-29,5	<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	sp.29	7	5,8-7,1
<i>Astyanax altiparanae</i>	sp.03	28	5,6-10,7	<i>Metynnis lippincottianus</i>	sp.30	14	6,7-13,2
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	sp.04	49	8,9-71,1	<i>Moenkhausia</i> aff. <i>intermedia</i>	sp.31	30	5,7-6,9
<i>Brycon orbignyianus</i>	sp.05	49	12,8-26,9	<i>Oxydoras eigenmanni</i>	sp.32	2	6,4-10,6
<i>Callichthys callichthys</i>	sp.06	6	7,9-12,4	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	sp.33	152	5,8-17,1
<i>Cichla kelberi</i>	sp.07	56	15,1-28,5	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	sp.34	20	16,2-30,8
<i>Cichla piquiti</i>	sp.08	5	15,2-18	<i>Pimelodella avanhandavae</i>	sp.35	4	9,1-17
<i>Crenicichla britskii</i>	sp.09	11	7,3-13,9	<i>Pimelodus maculatus</i>	sp.36	70	7,8-26
<i>Eigenmannia trilineata</i>	sp.10	3	12,3-16,2	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	sp.37	13	17,3-38,6
<i>Eigenmannia virescens</i>	sp.11	5	16-20,5*	<i>Prochilodus lineatus</i>	sp.38	9	17,0-34,0
<i>Geophagus</i> cf. <i>proximus</i>	sp.12	35	6,3-18,9	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	sp.39	23	21,5-58,2
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	sp.13	8	19,2-60,0*	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	sp.40	3	19,5-34,4
<i>Gymnotus sylvius</i>	sp.14	9	19,0-65,0*	<i>Pterodoras granulosus</i>	sp.41	47	7,8-33,5
<i>Hemiodus orthonops</i>	sp.15	53	9,3-23,0	<i>Rhamphichthys hahni</i>	sp.42	4	30,0-64,7*
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	sp.16	4	21,0-33,0	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	sp.43	5	34,2-45,7
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	sp.17	16	9,4-23,8	<i>Roeboides descavadensis</i>	sp.44	22	5,6-8,0
<i>Hoplias</i> sp. 1	sp.18	32	11,4-36,0	<i>Salminus brasiliensis</i>	sp.45	8	17,6-46,8
<i>Hoplias</i> sp. 2	sp.19	34	12,6-27,5	<i>Satanoperca pappaterra</i>	sp.46	38	9,6-18,5
<i>Hoplias</i> sp. 3	sp.20	11	17,5-32,0	<i>Schizodon borellii</i>	sp.47	111	8,5-28,2
<i>Hoplias</i> spp.	sp.21	3	23,0-27,4	<i>Schizodon nasutus</i>	sp.48	5	19,9-28,7
<i>Hoplosternum littorale</i>	sp.22	89	5,3-20,3	<i>Serrasalmus maculatus</i>	sp.49	58	4,6-21,0
<i>Iheringichthys labrosus</i>	sp.23	4	10,4-20,0	<i>Serrasalmus marginatus</i>	sp.50	173	5,0-23,5
<i>Leporinus elongatus</i>	sp.24	7	13,0-20,0	<i>Sorubim lima</i>	sp.51	3	32,5-35,0
<i>Leporinus friderici</i>	sp.25	55	7,4-47,2	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	sp.52	9	6,8-10,4
<i>Leporinus lacustris</i>	sp.26	63	7,3-19,9	<i>Steindachnerina insculpta</i>	sp.53	29	6,4-11,4
<i>Leporinus macrocephalus</i>	sp.27	6	16,0-40,0	<i>Trachydoras paraguayensis</i>	sp.54	41	4,5-10,7

*Espécies para as quais foi aferido somente o comprimento total.

3.2 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA DIETA

As matrizes espécie-categoria alimentar utilizadas na classificação das espécies de peixe por meio das metodologias de classificação que se basearam em sua dieta, foram construídas a partir dos valores do índice alimentar e da frequência volumétrica apresentados na Tabela 3.

3.2.1. Avaliação Visual

Com o método do ponto crítico de $\geq 70\%$ as espécies foram agrupadas em sete guildas tróficas: detritívora, herbívora, insetívora aquática, invertívora aquática, malacófaga, omnívora e piscívora (Tabela 4). O ponto crítico de $\geq 50\%$ permitiu a formação de dez guildas (algívora, detritívora, herbívora, insetívora aquática, invertívora aquática, invertívora terrestre, malacófaga, microcústacívora, omnívora e piscívora) (Tabela 4). Com o ponto crítico de $\geq 40\%$ houve a formação de nove guildas (algívora, detritívora, herbívora, insetívora aquática, invertívora terrestre, malacófaga, microcústacívora, omnívora e piscívora) (Tabela 4), sendo considerada omnívora a espécie cujas contribuições das categorias alimentares estavam distribuídas entre três categorias (aproximadamente 30%; 30%; 30%). O ponto crítico de $\geq 51\%$ resultou na formação de nove guildas (detritívora, herbívora, insetívora aquático, invertívora aquática, invertívora terrestre, malacófaga, microcústacívora, omnívora, piscívora) (Tabela 4).

3.2.2. Agrupamento pelas Médias Aritméticas não Ponderadas (UPGMA)

De acordo com o teste de Mantel, as matrizes de distância geradas a partir dos dados de frequência volumétrica e do índice alimentar apresentaram alta correlação ($r = 0,97$). No entanto, a correlação cofenética (IAi%: $r = 0,90$; V%: $r = 0,83$) mostrou que o dendrograma resultante dos dados do índice alimentar representou melhor a matriz de dados originais (Fig. 2), sendo então, retido para análise.

O dendrograma foi arbitrariamente seccionado em 11 níveis e as matrizes modelo que apresentaram maior correlação com a matriz de distância original foram as construídas a partir dos níveis 7 e 8 (Fig. 3).

Com a aplicação desse método houve a formação de seis guildas (detritívora, herbívora, insetívora aquática, invertívora terrestre, malacófaga e piscívora; Tabela 4). Na guilda piscívora foram agrupadas 28 espécies de peixes, das quais 25 consumiram

preferencialmente peixe. As demais espécies apresentaram dieta característica de omnívoros (*Leporinus friderici* e *Parauchenipterus galeatus*) e herbívoro (*Astyanax altiparanae*).

Tabela 3

Índice alimentar (IAi%) e frequência volumétrica (V%) das categorias alimentares (1 = Detrito; 2 = Alga; 3 = Vegetal Superior; 4 = Microcrustáceo; 5 = Crustáceo (Decapoda); 6 = Molusco; 7 = Inseto Aquático; 8 = Artrópodes Terrestres; 9 = Outros Invertebrados Aquáticos; 10 = Peixe).

Espécie	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%	IAi%	V%
<i>A. lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>A. inermis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>A. altiparanae</i>	1,0	1,5	<1,0	1,7	58,1	51,2	0	0	0	0	<1,0	<1,0	1,7	3,1	25,0	25,9	0	0	13,7	16,1
<i>A. osteomystax</i>	<1,0	<1,0	0	0	5,9	46,6	4,8	3,6	0	0	0	0	70,4	35,9	18,9	13,6	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
<i>B. orbignyanus</i>	0	0	0	0	25,6	29,6	0	0	<1,0	<1,0	0	0	<1,0	<1,0	16,6	23,0	0	0	57,6	46,9
<i>C. callichthys</i>	0	0	0	0	<1,0	<1,0	23,6	20,0	0	0	0	0	64,2	65,0	10,1	12,8	1,7	1,7	0	0
<i>C. kelberi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<1,0	1,1	0	0	0	0	0	0	0	0	99,9	98,9
<i>C. piquiti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>C. britskii</i>	27,2	40,7	1,3	1,5	12,8	8,2	<1,0	1,1	0	0	5,4	8,1	3,2	2,4	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	49,5	37,0
<i>E. trilineata</i>	<1,0	1,1	0	0	1,3	3,6	64,3	61,7	0	0	<1,0	<1,0	31,7	30,4	1,5	2,2	<1,0	<1,0	0	0
<i>E. virescens</i>	37,9	43,1	0	0	0	0	2,0	2,3	0	0	0	0	56,8	51,6	0	0	3,3	3,0	0	0
<i>G. cf. proximus</i>	54,6	26,5	1,2	<1,0	10,5	13,7	3,9	2,9	0	0	8,1	11,5	6,2	7,0	0	0	<1,0	<1,0	15,3	37,3
<i>G. inaequilabiatus</i>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0	1,1	1,2	7,5	12,6	5,9	19,7	81,3	54,2	<1,0	<1,0	0	0	3,3	11,0
<i>G. sylvius</i>	3,2	2,5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0	0	0	6,9	2,7	<1,0	<1,0	0	0	89,4	94,4
<i>H. orthonops</i>	26,7	27,7	66,1	56,7	6,9	12,2	<1,0	2,0	0	0	0	0	<1,0	1,5	0	0	<1,0	<1,0	0	0
<i>H. platyrhynchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>H. unitaeniatus</i>	2,6	10,9	0	0	<1,0	<1,0	0	0	1,4	4,0	0	0	1,3	2,8	6,7	9,3	0	0	87,7	72,2
<i>Hoplias</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>Hoplias</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>Hoplias</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>Hoplias</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>H. littorale</i>	3,9	5,5	<1,0	<1,0	2,6	5,1	34,8	25,5	0	0	<1,0	2,0	55,8	48,9	<1,0	1,9	1,1	<1,0	<1,0	10,0
<i>I. labrosus</i>	37,9	44,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0	1,3	2,3	60,3	52,6	0	0	<1,0	<1,0	0	0
<i>L. elongatus</i>	<1,0	1,6	0	0	71,2	59,1	0	0	0	0	28,5	39,4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. friderici</i>	1,6	2,7	0	0	32,7	29,4	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	20,3	22,3	<1,0	<1,0	6,9	3,0	<1,0	<1,0	38,5	42,5
<i>L. lacustris</i>	4,5	6,7	0	0	8,6	14,9	<1,0	<1,0	0	0	8,5	11,6	<1,0	<1,0	<1,0	1,2	<1,0	<1,0	77,6	63,8
<i>L. macrocephalus</i>	<1,0	<1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	79,1	65,5	<1,0	<1,0	0	0	0	0	20,8	34,5
<i>L. obtusidens</i>	4,2	6,9	0	0	2,4	4,9	<1,0	<1,0	0	0	75,6	61,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0	17,5	26,4
<i>L. pectorale</i>	49,3	37,5	0	0	6,2	23,7	23,7	22,6	0	0	0	0	20,5	15,6	0	0	<1,0	<1,0	0	0
<i>M. lippincottianus</i>	4,1	3,2	50,3	35,2	39,9	55,9	5,6	5,6	0	0	0	0	<1,0	<1,0	0	0	<1,0	<1,0	0	0
<i>M. aff. intermedia</i>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	2,1	34,2	35,2	0	0	0	0	<1,0	2,7	64,4	58,5	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
<i>O. eigenmanni</i>	3,1	3,1	0	0	0	0	43,1	43,1	0	0	13,6	13,6	38,1	38,1	0	0	2,1	2,1	0	0
<i>P. galeatus</i>	1,6	1,9	<1,0	<1,0	9,3	14,4	<1,0	<1,0	1,7	4,1	<1,0	1,4	11,9	13,9	42,6	27,2	<1,0	<1,0	32,3	37,0
<i>P. mesopotamicus</i>	<1,0	<1,0	0	0	75,7	60,4	0	0	0	0	12,2	14,6	1,0	3,1	<1,0	<1,0	0	0	10,5	20,9
<i>P. avanhandavae</i>	8,5	8,1	0	0	7,7	11,0	0	0	0	0	3,5	5,0	7,9	7,4	1,3	1,2	0	0	71,0	67,2
<i>P. maculatus</i>	3,4	4,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,2	<1,0	1,6	<1,0	1,6	5,5	8,6	17,6	18,3	13,9	23,3	0	0	58,0	40,7
<i>P. squamosissimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<1,0	2,7	0	0	<1,0	<1,0	0	0	0	0	99,4	96,7
<i>P. lineatus</i>	39,1	39,1	29,6	29,5	0	0	<1,0	<1,0	0	0	0	0	<1,0	<1,0	0	0	31,2	31,2	0	0
<i>P. corruscans</i>	<1,0	<1,0	0	0	0	0	0	0	<1,0	<1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	99,9	98,8
<i>P. fasciatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>P. granulosus</i>	5,2	6,0	<1,0	<1,0	77,4	72,8	<1,0	<1,0	0	0	16,8	20,1	<1,0	1,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0
<i>R. hahni</i>	21,0	21,0	0	0	4,5	4,5	<1,0	<1,0	0	0	0	0	74,5	74,4	0	0	0	0	0	0
<i>R. vulpinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<1,0	3,7	0	0	0	0	<1,0	<1,0	0	0	99,0	96,3
<i>R. descavadensis</i>	<1,0	2,6	0	0	0	0	<1,0	1,3	0	0	0	0	37,1	44,7	<1,0	1,8	0	0	61,7	49,6
<i>S. brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>S. pappaterra</i>	80,0	74,8	<1,0	<1,0	8,5	10,4	6,2	6,2	0	0	1,4	4,0	2,0	3,2	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
<i>S. borellii</i>	<1,0	1,6	<1,0	<1,0	99,4	94,3	<1,0	<1,0	0	0	<1,0	3,4	<1,0	<1,0	0	0	0	0	<1,0	<1,0
<i>S. nasutus</i>	0	0	<1,0	<1,0	99,9	99,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. maculatus</i>	7,5	9,7	0	0	<1,0	5,1	0	0	<1,0	1,4	<1,0	4,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0	91,5	79,0
<i>S. marginatus</i>	<1,0	<1,0	<1,0	1,0	1,4	3,6	<1,0	<1,0	<1,0	1,2	<1,0	<1,0	<1,0	1,9	<1,0	1,4	<1,0	<1,0	98,0	90,1
<i>S. lima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100
<i>S. brevipinna</i>	44,1	62,2	38,0	37,1	0	<1,0	12,0	<1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,8	<1,0	0	0
<i>S. insculpta</i>	60,0	62,2	40,0	37,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	<1,0	<1,0	0	0
<i>T. paraguayensis</i>	13,9	15,6	3,2	5,9	<1,0	2,1	64,1	57,2	0	0	1,1	4,2	8,7	7,8	0	0	8,4	7,1	0	0

Tabela 4

Guildas referentes a cada espécie, por método de classificação. GC=guilda conservativa; PC = ponto crítico; UPGMA = Agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas; K-Médias G. = K-Médias Generalizado; A = algívora; D = detritívora; H = herbívora; Ins = insetívora; Ins(A) = insetívora aquática; Inv = invertívora; Inv(A) = invertívora aquática; Inv(T) = invertívora terrestre; M = malacófaga; MC = microcrustacívora; O = omnívora; P = piscívora; P(T) = piscívora de topo; ND = não determinado.

Espécie	G.C.	PC≥40%	PC≥50%	PC≥70%	PC≥51%	UPGMA	K-Médias	K-Médias G.	K-Médias	K-Médias G.
							(DCA)	(DCA)	(IAi)	(IAi)
<i>A. lacustris</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>A. inermis</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>A. altiparanae</i>	O	H	H	O	H	P	O	O	H	O
<i>A. osteomystax</i>	Ins	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	O	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)
<i>B. orbignyana</i>	O	P	P	O	O	P	O	O	O	O
<i>C. callichthys</i>	Inv	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)
<i>C. kelberi</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>C. piquiti</i>	ND	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>C. britskii</i>	O	P	O	O	O	P	O	O	O	O
<i>E. trilineata</i>	Inv	MC	MC	Inv(A)	MC	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)
<i>E. virescens</i>	Inv	Ins(A)	Ins(A)	O	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Ins(A)
<i>G. cf. proximus</i>	ND	D	D	O	O	D	H	D	D	D
<i>G. inaequilabiatus</i>	O	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)
<i>G. sylvius</i>	O	P	P	P	P	P	O	P	P	P
<i>H. orthonops</i>	ND	A	A	D	H	D	H	D	D	D
<i>H. platyrhynchus</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>H. unitaeniatus</i>	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
<i>Hoplias</i> sp. 1	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>Hoplias</i> sp. 2	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>Hoplias</i> sp. 3	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>Hoplias</i> spp.	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>H. littorale</i>	Inv	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Inv(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Inv(A)
<i>I. labrosus</i>	Inv	Ins(A)	Ins(A)	O	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Ins(A)
<i>L. elongatus</i>	O	H	H	H	H	H	H	H	H	O
<i>L. friderici</i>	O	O	O	O	O	P	O	O	O	O
<i>L. lacustris</i>	O	P	P	P	P	P	O	O	O	P
<i>L. macrocephalus</i>	ND	M	M	M	M	M	O	H	M	O
<i>L. obtusidens</i>	O	M	M	M	M	M	O	H	M	O
<i>L. pectorale</i>	ND	D	O	O	O	D	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Inv(A)
<i>M. lippincottianus</i>	ND	A	A	O	H	D	H	D	D	D
<i>M. aff. intermedia</i>	O	Inv(T)	Inv(T)	O	Inv(T)	Inv(T)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)
<i>O. eigenmanni</i>	ND	MC	Inv(A)	Inv(A)	Inv(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Inv(A)
<i>P. galeatus</i>	O	Inv(T)	O	O	O	P	O	O	O	O
<i>P. mesopotamicus</i>	O	H	H	H	H	H	H	H	H	O
<i>P. avanhandavae</i>	O	P	P	P	P	P	O	O	O	P
<i>P. maculatus</i>	O	P	P	O	O	P	O	O	O	O
<i>P. squamosissimus</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>P. lineatus</i>	D	D	D	D	D	D	Ins(A)	D	D	D
<i>P. corruscans</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>P. fasciatum</i>	ND	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>P. granulatus</i>	O	H	H	H	H	H	H	H	H	O
<i>R. hahni</i>	Ins	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Ins(A)
<i>R. vulpinus</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>R. descalsvadensis</i>	O	P	P	O	O	P	O	O	O	P
<i>S. brasiliensis</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>S. pappaterra</i>	Inv	D	D	D	D	D	H	D	D	D
<i>S. borellii</i>	H	H	H	H	H	H	H	H	H	O
<i>S. nasutus</i>	H	H	H	H	H	H	H	H	H	O
<i>S. maculatus</i>	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
<i>S. marginatus</i>	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
<i>S. lima</i>	P	P	P	P	P	P	P	P(T)	P	P
<i>S. brevipinna</i>	D	D	D	D	D	D	Ins(A)	D	D	D
<i>S. insculpta</i>	D	D	D	D	D	D	H	D	D	D
<i>T. paraguayensis</i>	Inv	MC	MC	Inv(A)	MC	Ins(A)	Ins(A)	Inv(A)	Ins(A)	Inv(A)
Número de Guildas	6	9	10	7	9	6	4	7	6	5

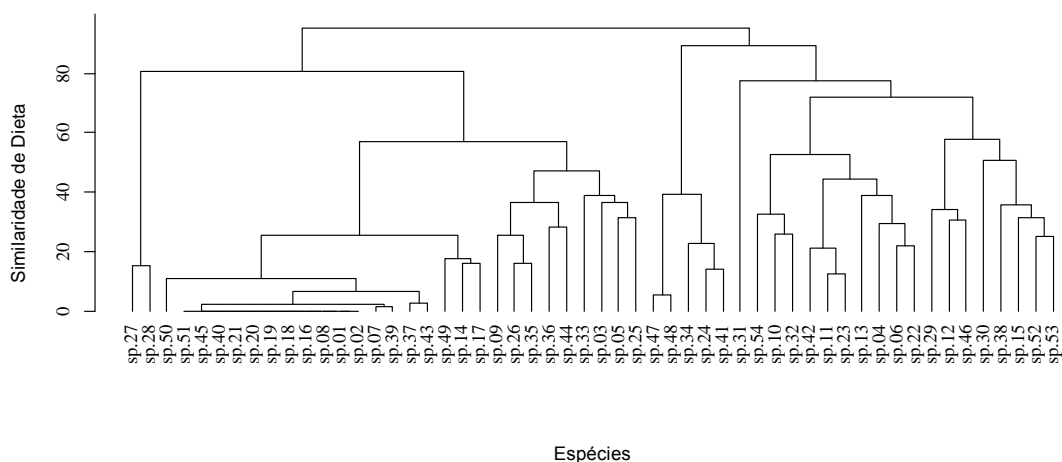


Fig. 2. Agrupamento hierárquico (UPGMA) obtido a partir da matriz derivada do índice alimentar das categorias alimentares. Ver espécies correspondentes aos códigos na Tabela 2. Coeficiente de correlação cofenética = 0,90.

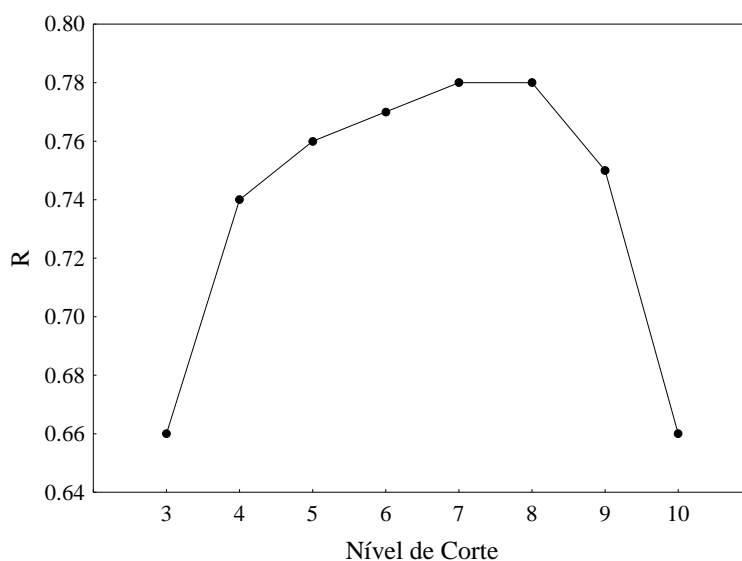


Fig. 3. Correlação entre matrizes (R) obtida de diferentes níveis de corte do dendrograma.

3.2.3. Variância Mínima de Ward

De acordo com o teste de Mantel há uma forte correlação entre as matrizes de distância geradas a partir dos coeficientes de dissimilaridade de Bray-Curtis e distância Euclidiana ($r = 0,99$). A correlação cofenética de ambos os dendrogramas foi baixa quando comparadas àquelas geradas pelo método UPGMA, e representaram igualmente a matriz de dados originais (dissimilaridade de Bray-Curtis: $r = 0,55$; distância Euclidiana: $r = 0,57$). Este

resultado sugere que o método é menos eficiente na formação de guildas tróficas e, portanto, os dendrogramas não foram avaliados.

3.2.4. Análise de Correspondência “Detrended” (DCA)

A ordenação dos dados resultou nos autovalores 0,72 para o eixo 1 e 0,33 para o eixo 2, com variância total = 2,38, indicando que o primeiro eixo expressa a maior parte da informação contida na matriz de dados original. A porcentagem de explicação do primeiro eixo foi de 30,17%, e do segundo eixo, de 13,66%. Segundo a correlação de Pearson, os itens que mais contribuíram para a separação das espécies, devido a maior correlação com o eixo 1 foram peixe ($r = -0,98$), detrito ($r = 0,63$) e microcrustáceo ($r = 0,54$). Os itens que mais contribuíram para a formação do eixo 2 foram vegetal superior ($r = -0,71$) e inseto aquático ($r = 0,57$) (Fig. 4).

De acordo com os escores das espécies e categorias alimentares ao longo do eixo 1, *Acestrorhynchus lacustris*, *Ageneiosus inermis*, *Cichla piquiti*, *Hemisorubim platyrhynchus*, *Hoplias* sp.1, *Hoplias* sp.2, *Hoplias* sp.3, *Hoplias* spp., *Pseudoplatystoma fasciatum*, *Salminus brasiliensis*, *Sorubim lima*, *Cichla kelberi*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Rhaphiodon vulpinus* e *Plagioscion squamosissimus* consumiram exclusivamente peixe (escores das espécies menores que -220). As espécies com escores entre -220 e -40 (*Serrasalmus marginatus*, *Serrasalmus maculatus*, *Hoplerhythrinus unitaeniatus*, *Gymnotus sylvius*, *Leporinus lacustris*, *Brycon orbignyanus*, *Roeboides descalvadensis* e *Pimelodella avanhandavae*), consumiram preferencialmente peixe, porém incluíram outras categorias em sua dieta. Para as espécies com escores superiores a 100 (*Moenkhausia intermedia*, *Auchenipterus osteomystax*, *Rhamphichthys hahni*, *Hoplosternum littorale*, *Callichthys callichthys*, *Iheringichthys labrosus*, *Oxydoras eigenmanni*, *Satanoperca pappaterra*, *Lepthoplosternum pectorale*, *Eigenmannia trilineata*, *Eigenmannia virescens*, *Metynnis lippincottianus*, *Trachydoras paraguayensis*, *Hemiodus orthonops*, *Steindachnerina insculpta*, *Steindachnerina brevipinna*, *Prochilodus lineatus*), a categoria dominante alternou entre alga, detrito, insetos aquáticos e microcrustáceos. Entre as espécies com escores intermediários (entre 100 e -40) estão aquelas que consumiram preferencialmente vegetais superiores, moluscos e as que não tiveram preferência por uma determinada categoria (omnívoros).

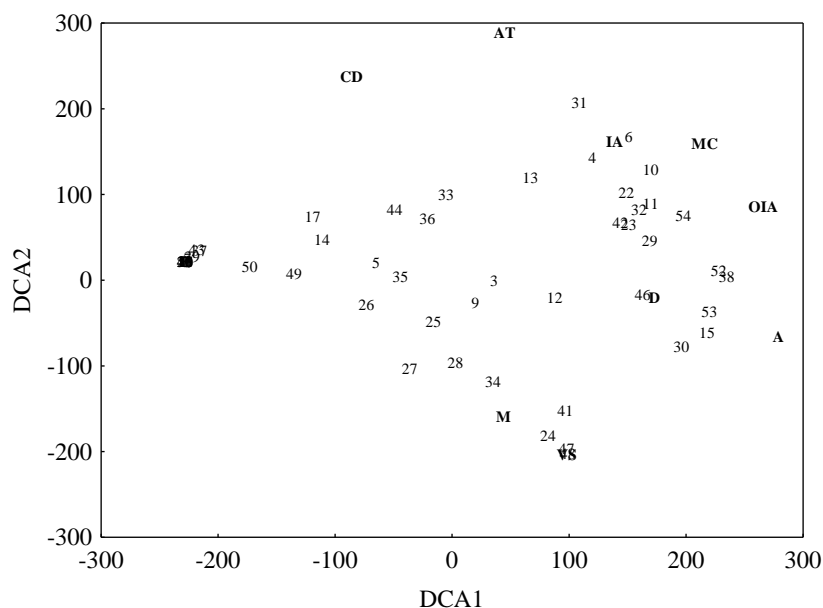


Fig. 4. Eixos 1 (DCA1) e 2 (DCA2) da Análise de Correspondência “Detrended” para as categorias alimentares (D= detrito; A= alga; VS= vegetal superior; MC= microcrustáceo; CD= crustáceo decapoda; M= molusco; IA= inseto aquático; AT= artrópode terrestre; OIA= outros invertebrados aquáticos; P= peixe) e espécies de peixes (consultar Tabela 2).

3.2.5. Análise de Correspondência “Detrended” associada ao método de K-Médias e K-Médias Generalizado

Aplicando o método de *K-Médias* sobre os escores derivadas dos eixos 1 e 2 da DCA, foram testados até 10 agrupamentos sem que os níveis de significância associados aos valores de F atingissem valores superiores a 0,05. Assim, foi adotado como critério a estabilização no valor de F (Fig. 5a), e optou-se por testar quatro grupos considerando que houve pouca diferença entre os valores de F para a passagem de 4 para 5 grupos. As guildas relacionadas aos grupos foram herbívora, insetívora aquática, omnívora e piscívora (Tabela 4).

O método de *K-Médias Generalizado* agrupou as espécies em sete guildas (Fig. 5b) (detritívora, herbívora, insetívora aquática, invertívora aquática, omnívora, piscívora e piscívora de topo) (Tabela 4). Ressalta-se que este método distinguiu espécies que consumiram preferencialmente peixe (denominadas piscívoras), daquelas que consumiram exclusivamente peixes (denominadas piscívoras de topo).

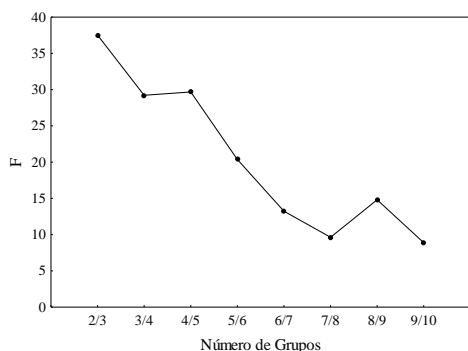


Fig. 5a. Estatística F calculada para a passagem de n para $n+1$ grupos, obtidos pelo método de K-Médias, aplicado aos escores derivadas dos eixos 1 e 2 da DCA.

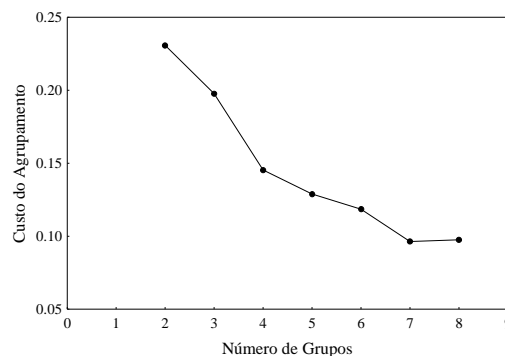


Fig. 5b. Custo do agrupamento para os grupos obtidos pelo método de K-Médias Generalizado, aplicado aos escores derivadas dos eixos 1 e 2 da DCA.

3.2.6. K-Médias e K-Médias Generalizado

No método clássico de *K-Médias* aplicado aos valores do índice alimentar, foram testados até 10 agrupamentos sem que o valor do nível descritivo associado a cada uma das estatísticas F atingisse valor superior a 0,05. Foi adotado como critério de seleção do número de grupos, a estabilização no valor de F (Fig. 6a) e seis grupos foram selecionados. As guildas tróficas relacionadas aos grupos foram: detritívora, herbívora, insetívora aquática, malacófaga, omnívora e piscívora (Tabela 4).

O método das K-Médias Generalizado incluiu as espécies em cinco grupos (Fig. 6b). As guildas relacionadas aos grupos foram: detritívora, insetívora aquática, invertívora aquática, omnívora e piscívora (Tabela 4).

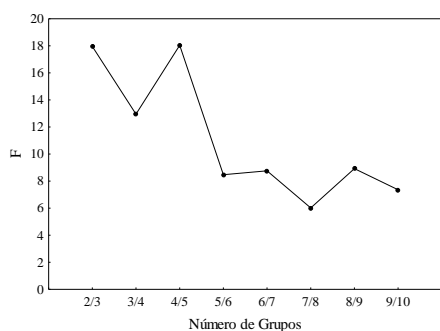


Fig. 6a. Estatística F calculada para a passagem de n para $n+1$ grupos, obtidos pelo método de K-Médias, aplicado aos valores do índice alimentar (IAi%).

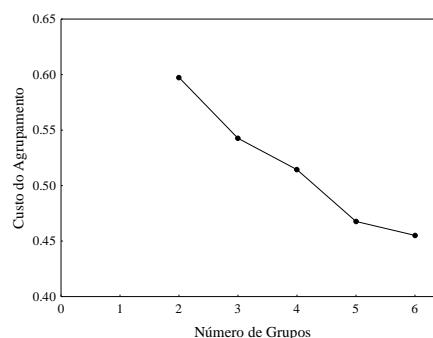


Fig. 6b. Custo do agrupamento para os grupos obtidos pelo método de K-Médias Generalizado, aplicado aos valores do índice alimentar (IAi%).

3.3 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PEIXES EM GUILDAS TRÓFICAS COM BASE NA LITERATURA

Os trabalhos consultados para determinar as guildas conservativas das espécies foram: Agostinho et al. (1997); Almeida et al. (1997); Andrian et al. (1994); Bozza e Hahn (2010); Castro e Casatti (1997); Ferretti et al. (1996); Fugi et al. (1996); Gaspar da Luz e Okada (1999); Hahn et al. (1997); Hahn et al. (1998); Hahn et al. (2004); Lolis e Andrian (1996); Peretti e Andrian (2004); Peretti e Andrian (2008). Os resultados estão apresentados na Tabela 4.

3.4 HOMOGENEIDADE DE DISPERSÕES MULTIVARIADAS

De acordo com a análise de variância, com exceção das metodologias de ponto crítico $\geq 40\%$ e UPGMA, todas as demais apresentam evidências de diferença na dispersão (Tabela 5) entre as guildas formadas. Para as metodologias baseadas em análises multivariadas, a K-Médias aplicada aos dois primeiros eixos da DCA, apresentou o maior valor de F (Tabela 5). Porém, este valor refletiu a grande diferença existente entre a dispersão da guilda piscívora em relação às demais guildas testadas (Tabela 6), e não à dispersão da guilda omnívora, como esperado.

Dentre as metodologias de avaliação visual, o ponto crítico $\geq 70\%$ apresentou o maior valor de F (Tabela 5), evidenciando que pelo menos uma guilda trófica formada foi mais variável do que as outras. O teste de Tukey (Tabela 7) mostrou que para esta metodologia, a guilda omnívora diferenciou-se estatisticamente das demais, que apresentaram homogeneidade de dispersão entre si. Com exceção da guilda omnívora, todas as demais apresentaram uma baixa distância média em relação ao centróide, significando que em cada guilda as espécies utilizaram a mesma categoria alimentar principal.

Tabela 5

Distância média do centróide das guildas tróficas formadas a partir das metodologias selecionadas para avaliação. PC = Ponto Crítico; K-Médias G. = K-Médias Generalizado. D = detritívora; H = herbívora; Ins(A) = insetívora aquática; Inv(A) = invertívora aquática; MC = microcrustácívora; O = omnívora; P = piscívora; PT = piscívora de topo. Análise de Variância (*F*) e Teste de Permutação (*P*) para homogeneidade de dispersões multivariadas (Número de Permutações = 1000).

Metodologia	D	H	Ins(A)	Inv(A)	MC	O	P	PT	<i>F</i>	<i>P</i>
PC \geq 70%	0,23	0,18	0,22	0,20	-	0,41	0,12	-	17,26	<0,05
PC \geq 50%	0,27	0,22	0,25	-	-	0,32	0,18	-	2,89	0,04
PC \geq 40%	0,28	0,22	0,25	-	0,17	-	0,19	-	1,57	0,22
PC \geq 51%	0,22	0,33	0,23	-	-	0,34	0,12	-	11,36	<0,05
UPGMA	0,30	0,18	0,28	-	-	-	0,25	-	1,60	0,1938
K-Médias (DCA)	-	0,41	0,36	-	-	0,30	0,06	-	37,10	<0,05
K-Médias G. (DCA)	0,28	0,32	0,29	0,25	-	0,25	0,11	0,01	15,67	<0,05
K-Médias (IAi%)	0,28	0,22	0,31	-	-	0,23	0,08	-	18,66	<0,05
K-Médias G. (IAi%)	0,28	-	0,23	0,26	-	0,37	0,14	-	11,31	<0,05

Tabela 6

Valores de *P* do teste de Tukey para comparações múltiplas de médias. Nível de confiança = 95%. K-Médias G. = K-Médias Generalizado; D = detritívora; H = herbívora; Ins(A) = insetívora aquática; Inv(A) = invertívora aquática; O = omnívora; P = piscívora.

Guildas	K-Médias (DCA)	K-Médias G. (DCA)	K-Médias (IAi%)	K-Médias G. (IAi%)
H-D	-	0,99	0,60	-
Ins(A)-D	-	0,10	0,96	0,87
O-D	-	0,99	0,74	0,37
P-D	-	0,06	<0,05	<0,05
Ins(A)-H	0,68	0,10	0,17	-
O-H	0,08	0,79	0,10	-
P-H	<0,05	<0,05	<0,05	-
O-Ins(A)	0,43	0,10	0,24	0,07
P-Ins(A)	<0,05	0,08	<0,05	0,41
P-O	<0,05	0,16	<0,05	<0,05
Inv(A)-D	-	0,99	-	0,10
Inv(A)-Ins(A)	-	0,99	-	0,10
Inv(A)-O	-	1,00	-	0,15
Inv(A)-P	-	0,20	-	0,06
PT-D	-	<0,05	-	-
Inv(A)-H	-	0,83	-	-
PT-H	-	<0,05	-	-
PT-Inv(A)	-	<0,05	-	-
PT-O	-	<0,05	-	-
PT-P	-	0,48	-	-
PT-Ins(A)	-	<0,05	-	-

Tabela 7

Valores de *P* do teste de Tukey para comparações múltiplas de médias. Nível de confiança = 95%. D = detritívora; H = herbívora; Ins(A) = insetívora aquática; Inv(A) = invertívora aquática; O = omnívora; P = piscívora.

Guildas	≥70%	≥50%	≥40%	≥51%
H-D	0,96	0,92	0,75	0,36
Ins(A)-D	0,10	0,99	0,95	0,10
Inv(A)-D	0,99	-	-	-
MC-D	-	-	0,40	-
O-D	<0,05	0,91	-	0,25
P-D	0,18	0,30	0,22	0,37
Ins(A)-H	0,99	0,98	0,98	0,45
Inv(A)-H	0,10	-	-	-
MC-H	-	-	0,93	-
O-H	<0,05	0,46	-	0,10
P-H	0,76	0,85	0,97	<0,05
Inv(A)-Ins(A)	0,10	-	-	-
MC-Ins(A)	-	-	0,72	-
O-Ins(A)	<0,05	0,72	-	0,31
P-Ins(A)	0,48	0,42	0,66	0,15
O-Inv(A)	<0,05	-	-	-
P-Inv(A)	0,58	-	-	-
P-MC	-	-	0,99	-
P-O	<0,05	0,05	-	<0,05

3.5 COINCIDÊNCIA NA CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES

A menor porcentagem de coincidência de classificação ocorreu entre as metodologias de guilda conservativa e UPGMA (50%) e a maior coincidência entre os pontos críticos de $\geq 40\%$ e $\geq 50\%$ (95,65; Tabela 8). As metodologias de ponto crítico $\geq 70\%$, K-Médias Generalizada (IAi%) e K-Médias Generalizado (DCA) apresentaram as maiores porcentagens de coincidência de classificação com a guilda conservativa (76,09%; Tabela 8).

3.6 INFLUÊNCIA DAS METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO SOBRE A ABUNDÂNCIA E A RIQUEZA RELATIVA DENTRO DAS GUILDAS TRÓFICAS

As metodologias de classificação influenciaram tanto a abundância (Tabela 9) quanto a riqueza (Tabela 10) das guildas tróficas formadas, sendo que para cada guilda, pelo menos uma metodologia apresentou valores de abundância relativa e riqueza relativa diferente das demais (Tabelas 9 e 10). Na guilda omnívora foram observadas as maiores diferenças entre os valores de abundância e riqueza relativa. As guildas formadas a partir da metodologia de classificação baseada em levantamento bibliográfico (guilda conservativa) apresentaram as maiores diferenças de abundância e riqueza relativa (Tabela 9), em relação às demais metodologias.

4 DISCUSSÃO

As avaliações visuais são metodologias facilmente aplicáveis e o número de guildas formadas, assim como as espécies incluídas em cada guilda, varia de acordo com o ponto crítico utilizado. O ponto crítico de $\geq 70\%$ evidencia dietas especializadas, agrupando as espécies em guildas que representam a categoria mais utilizada e, reunindo na guilda omnívora, aquelas que não demonstram preferência por uma categoria alimentar (Mérona et al., 2001; Mérona et al., 2008). Por outro lado, um ponto crítico abaixo de 50%, resulta na inclusão de espécies que forrageiam sobre grande variedade de categorias alimentares em guildas que representam dieta especializada, sendo que poucas são consideradas omnívoras. Além disso, um baixo valor de ponto crítico permite a inclusão de algumas espécies em mais de uma guilda trófica, causando dúvidas em relação à classificação.

As diferenças de classificação que resultaram dos pontos críticos de 50% e 51% podem ser atribuídas aos dados brutos utilizados, sugerindo que para as metodologias de avaliação visual, a matriz de dados pode influenciar os resultados, tanto quanto o ponto crítico utilizado. Para metodologias baseadas em análises multivariadas, a influência da matriz de dados parece ser menor, como sugere a alta correlação encontrada entre as matrizes de distância geradas a partir dos dados de frequência volumétrica e do índice alimentar, o que pode ser considerado uma vantagem destes métodos.

O método de agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas (UPGMA) resultou em dendrogramas com boa representação da matriz de dados originais, no entanto, entre os grupos formados, não houve um que reunisse espécies com dieta diversificada (característica de omnívoras). Estas espécies foram distribuídas entre os grupos formados, o que dificultou a identificação das guildas. Considerando a importância dada à guilda omnívora como descritor trófico e indicador de qualidade ambiental (Bersier et al., 2002; Costa e Schulz, 2010; Karr, 1981; Pinto et al., 2006), o uso desta metodologia para avaliações ambientais pode interferir na interpretação de resultados por subestimar, por exemplo, a abundância e a riqueza de espécies dentro da guilda.

O método de agrupamento Variância Mínima de Ward resultou em dendrogramas que não representaram adequadamente a matriz de dados originais, independentemente do coeficiente de distância utilizado, e de acordo com este estudo deve ser evitado.

As técnicas de ordenação são utilizadas com o objetivo de reduzir dados multivariados complexos, sendo ferramentas poderosas na exploração de dados e para ilustrar padrões (Gotelli e Ellison, 2011). Sheldon e Meffe (1993) defendem o uso da análise de correspondência “detrended” (DCA) como um método eficaz para resumir relações tróficas

em assembleias com grande diversidade de espécies. A análise do gráfico que resultou da aplicação da análise de correspondência “detrended” (DCA) permitiu relacionar as espécies de peixes às categorias alimentares mais frequentes em sua dieta. Porém, está claro tanto no trabalho de Sheldon e Meffe (1993), quanto nos resultados deste estudo, que os gráficos gerados por técnicas de ordenação mostram apenas tendências, impossibilitando o agrupamento das espécies em guildas tróficas com segurança. Este método pode ser considerado o mais subjetivo para classificar espécies em guildas tróficas.

Os métodos de agrupamento das K-Médias e K-Médias Generalizado aplicados sobre os escores dos eixos da DCA, resultaram em diferentes números de guildas tróficas. Em ambos os casos, espécies foram incluídas em grupos que não representaram a principal categoria alimentar consumida. No entanto, o método das K-Médias Generalizado foi mais preciso ao agrupar espécies que consumiram a mesma categoria alimentar. Além disso, separou as espécies que consumiram preferencialmente peixes, das espécies que consumiram exclusivamente peixes. As mesmas metodologias aplicadas sobre uma matriz de índice alimentar, mostraram que o método das K-Médias incluiu o maior número de espécies em guildas que corresponderam à categoria alimentar mais utilizada.

De modo geral, as classificações em guildas tróficas são contestáveis e, além disso, o nível de similaridade/dissimilaridade utilizado para a definição dos grupos pode ser muito subjetivo (Albouy et al., 2011). Através da observação das categorias alimentares mais frequentes na dieta de cada espécie pode-se verificar que todas as metodologias avaliadas incluíram espécies em guildas que não representaram a principal categoria alimentar consumida. Apesar das metodologias tenderem a agrupar as espécies em torno de um recurso comum, aquelas baseadas em análises multivariadas e o ponto crítico $\geq 40\%$, foram as menos precisas em classificar as espécies de acordo com a categoria preferencial. O teste de homogeneidade de dispersões multivariadas se mostrou uma importante ferramenta para avaliar a precisão de classificação das metodologias, e apontou a análise visual com ponto crítico $\geq 70\%$ como a mais precisa.

Apesar das altas porcentagens de coincidência de classificação apresentadas por algumas metodologias, não houve coincidência total, e mesmo aquelas que resultaram em igual número de guildas, não agruparam as mesmas espécies. As maiores coincidências ocorreram na classificação de espécies piscívoras, e as maiores diferenças, em espécies omnívoras, invertívoras e insetívoras aquáticas.

A observação de estudos que utilizam guildas como descritores tróficos revela que muitas classificações são realizadas com base em dados de dieta, associados a dados obtidos

em estudos realizados em diferentes bacias hidrográficas, períodos e metodologias de amostragem dos peixes. Este estudo sugere que tal prática pode resultar em valores incorretos de abundância relativa e riqueza relativa dentro das guildas tróficas. A maior porcentagem de coincidência entre as classificações, por exemplo, foi registrada para as metodologias de ponto crítico $\geq 40\%$ e $\geq 50\%$, e as únicas duas espécies classificadas em guildas diferentes foram suficientes para influenciar os valores de abundância e riqueza relativa nas guildas omnívora, piscívora e invertívora terrestre. A abundância e a riqueza relativa de espécies das guildas tróficas foram, portanto, influenciadas pela metodologia de classificação utilizada. A guilda omnívora foi a que mais diferiu em função da metodologia, sendo que o ponto crítico $\geq 40\%$ resultou nos menores valores de abundância e riqueza.

A metodologia de guilda conservativa diferiu das demais tanto em relação à classificação das espécies, quanto à abundância e riqueza das guildas tróficas, sendo estas diferenças maiores ou menores dependendo do método de classificação. A partir deste resultado é sugerido o uso de apenas uma entre duas possíveis abordagens de guilda como métrica trófica em estudos ecológicos e avaliações ambientais.

A primeira abordagem refere-se ao uso de guildas que representam o hábito alimentar das espécies, aqui nomeada “guilda conservativa”. A guilda conservativa é conceituada como um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos alimentares ao longo do tempo e na mesma bacia hidrográfica. O uso desta abordagem é apoiado na observação de Gerking (1994) de que é “arriscado atribuir uma espécie a uma guilda sem um conhecimento detalhado do seu hábito alimentar ao longo do tempo”. Portanto, para esta abordagem é necessário um bom levantamento bibliográfico e o estabelecimento de critérios para classificar as espécies.

A segunda abordagem é o uso de guildas que representam a dieta das espécies. Para tanto, sugere-se neste estudo o uso do termo “guilda pontual”. A guilda pontual é conceituada como um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos alimentares em um ciclo sazonal. A sugestão do uso de informações referentes a um ciclo sazonal para a utilização de guildas tróficas como métrica (as quatro estações do ano ou um ciclo de cheia e seca) baseia-se na possível interferência nas classificações, de variações naturais na disponibilidade de recursos alimentares, que podem comprometer a análise final dos resultados. O uso desta abordagem requer a escolha de um bom método de classificação das espécies em guildas, pois como mostra este estudo, a classificação pode ser influenciada pelo método quando a espécie não é uma especialista trófica.

Para o uso de descritores tróficos em avaliações ambientais (baseadas ou não em índices multimétricos), em que dados obtidos antes e após um impacto antrópico são comparados, é possível que havendo informações precisas sobre a classificação das espécies em período anterior ao impacto, ambas as abordagens de guilda possam apresentar bons resultados (e.g. Loureiro-Crippa e Hahn, 2006; Mérona, et al., 2001). Neste caso, a interpretação dos resultados dependerá da abordagem escolhida. Porém, na ausência de um conjunto de dados obtidos a partir de uma metodologia de classificação específica, sugere-se o uso de guildas conservativas, para minimizar a incerteza associada à metodologia. A abordagem de guilda conservativa permite ainda, a avaliação ambiental em locais aonde a composição e a riqueza de espécies são conhecidas, porém não há informações de dieta disponíveis.

De acordo com este estudo, a composição de espécies nas guildas tróficas pode variar de acordo com a metodologia utilizada na classificação das mesmas. Essas diferenças de classificação podem influenciar a abundância e a riqueza relativa de espécies das guildas, o que permite reconhecer a incerteza relacionada às metodologia de classificação. Considerando que a abundância e a riqueza relativa nas guildas são importantes descritores de assembleias, e amplamente utilizados em estudos ecológicos e de avaliação ambiental, este estudo evidencia a importância da escolha da metodologia de classificação. Para estudos de relações tróficas baseado na dieta das espécies, sugere-se a metodologia de avaliação visual, considerando um ponto crítico $\geq 70\%$.

AGRADECIMENTOS

Ao PEA (Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) pelo suporte financeiro e de infraestrutura, ao Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura), ao projeto PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Sítio 6) e à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de doutorado, e da bolsa sanduíche através do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica – PROCAD.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A.A., Hahn, N.S., Gomes, L.C., Bini, L.M., 1997. Estrutura trófica. In Vazzoler, A.A.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (eds), Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Eduem, Maringá. pp. 229-248.

- Albouy, C., Guilhaumon F., Villéger, S., Mouchet, M., Mercier, L., Culioli, J.M., Tomasini, J.A., Le Loc'h, F., Mouillot, D., 2011. Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: statistics, opportunities and limitations for marine ecology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 436, 17-28.
- Almeida, V.L.L., Hahn, N.S., Vazzoler, A.E.A, 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná river floodplain (PR, Brazil). *Ecol. Fresh. Fish.* 1007, 123-133.
- Anderson, M. J., 2005. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, 245-253.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683-693.
- Andrian, I.F., Dória, C.R.C., Torrente, G., Ferretti, C.M.L., 1994. Espectro alimentar e similaridade na composição da dieta de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) do rio Paraná (22°10' - 22°50'S/ 53°10' - 53°40'W), Brasil. *Revista Unimar* 16, 97-106.
- Bennemann, S.T., Galves, W., Capra, L.G., 2011. Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). *Biota Neotrop.*, 11, 63-71.
- Bersier, L.F., Banasek-Richter, C., Cattin, M.F., 2002. Quantitative descriptors of food-web matrices. *Ecology*. 83, 2394-2407.
- Bini, L.M., Diniz-Filho, J.A.F., 1995. Spectral decompositions in cluster analysis with applications to limnological data. *Acta Limnol. Bras.* 7, 35-40.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York.
- Bozza, A.N., Hahn, N.S., 2010. Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotrop.* 10, 217-226.
- Bozzetti, M., Schulz, U.H., 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529, 133-144.
- Buitrago-Suárez, W.A., Burr, B.M., 2007. Taxonomy of the catfish genus of the catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker (Siluriformes: Pimelodidae) with recognition of eight species. *Zootaxa* 1512, 1-38.
- Burns, T.P., 1989. Lindman's contradiction and the trophic structure of ecosystems. *Ecology* 70, 1355-1362.
- Castro, R.M.C., Casatti, L., 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters.* 7, 337-352.
- Corrêa, C. E., Albrecht, M.P., Hahn, N.S., 2011. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin Neotrop. *Ichthyol.* 9, 637-646.

- Costa, P.F., Schulz, U.H. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Braz. J. Biol.* 70, 1195-1205.
- Crane, D.P., Johengen, T.H., Allan, J.D., 2011. Assessment of quantitative food web metrics for investigating the influence of land use on warm water fish diets. *Hydrobiologia*. 664, 1-15.
- Environment Agency, 2012. European Water Framework Directive (WFD). <http://www.environment-agency.gov.uk>. Acesso em 21/09/2012.
- Esteves, K.E., Lobo, A.V.P., Faria, M.D.R., 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia* 598, 373-387.
- Ferreti, C.M.L., Andrian, I.F., Torrente, G., 1996. Dieta de duas espécies de *Schizodon* (Characiformes, Anostomidae), na planície de inundação do alto rio Paraná e sua relação com aspectos morfológicos. *Bol. Inst. Pesca.* 23, 171-186.
- Flotemersch, J.E., Stribling, J.B., Paul, M.J., 2006. Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA/600/R-06/127. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Fugi, R., Hahn, N.S., Agostinho, A.A., 1996. Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the high Paraná river. *Environ. Biol. Fish.* 46, 297-307.
- Garrison, L.P., Link, J.S., 2000. Dietary guild structure of the fish community in the Northeast United States continental shelf ecosystem. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 202, 231-240.
- Gaspar da Luz, K.D., Okada, E.K., 1999. Diet and Dietary Overlap of Three Sympatric Fish Species in Lakes of the Upper Paraná River Floodplain. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 42, 441-447.
- Gerking, S.D., 1994. Feeding ecology of fish. Academic Press, San Diego, pp. 416.
- Gotelli, N.J., Ellison, A.M., 2011. Princípios de estatística em ecologia. Artmed, Porto Alegre.
- Graça, W.J., Pavanelli, C.S., 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Eduem, Maringá. 241p.
- Hahn, N. S., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Bini, L.M., 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos Primeiros Anos de sua Formação. *Interciencia.* 23, 299-305.
- Hahn, N.S., Andrian, I.F., Fugi, R., Almeida, V.L.L., 1997. Ecologia trófica. In Vazzoler, A.A.M., Agostinho, A.A., Hahn, N.S. (eds), *A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Eduem, Maringá: pp. 209-228.
- Hahn, N.S., Fugi, R., 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis.* 11, 469-480.
- Hahn, N.S., Fugi, R., Andrian, I.F., 2004. Trophic ecology of the fish assemblages. In Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. & N. S. Hahn (eds), *The upper Paraná river and its*

floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 247-269.

Hallett, C.S., Valesini, F.J., Clarke, K.R., 2012. A method for selecting health index metrics in the absence of independent measures of ecological condition. *Ecol. Indic.* 19, 240-252.

Han, J.-H., Kumar, H.K., Lee, J.H., Zhang, C.-I., Kim, S.-W., Lee, J.-H., Kim, S.D., An, K.-G., 2011. Integrative trophic network assessments of a lentic ecosystem by key ecological approaches of water chemistry, trophic guilds, and ecosystem health assessments along with an ECOPATH model. *Ecol. Model.* 222, 3457-3472.

Hellawell, J.M., Abel, R.A., 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *J. Fish Biol.* 3, 29-37.

Hill, M.O., Gauch, H.G., 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42, 47-58.

Hyslop, E.J., 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their applications. *J. Fish Biol.* 17, 411-429.

Ibañez, C., Tedesco, P.A., Bigorne, R., Hugueny, B., Pouilly, M., Zepita, C., Zubieta, J., Oberdorff, T., 2007. Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. *Aquat. Living Resour.* 20, 131-142.

Jaramillo-Villa, U., Caramaschi, E.P., 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecol. Bras.* 12 (3), 442-462.

Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries.* 6, 21-27.

Kawakami, E., Vazzoler, G., 1980. Métodos gráficos e estimativa do índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bol. Inst. Oceanog.* 29, 257-352.

Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science B. V., Amsterdam.

Lindeman, R.L., 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology.* 23, 399-418.

Lolis, A.A., Andrian, I.F., 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca.* 23, 187-202.

Loureiro-Crippa, V.E., Hahn, N.S., 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. *Neotrop. Ichthyol.* 4, 357-362.

Lucena, C.A.S., 2007. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Roeboides* grupo-affinis (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Iheringia. Série Zoologia*, 97, 117-136.

Luz-Agostinho, K.D.G., Bini, L.M., Fugi, R., Agostinho, A.A., Júlio Jr., H.F., 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4, 61-68.

Maccune, B. & Mefford, M.J. 1997. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 3.0. MjM Software Design, Oregon.

- Mérona, B., Hugueny, B., Tejerina-Garro, F.L., Gautheret, E., 2008. Diet-morphology relationship in a fish assemblage from a medium-sized river of French Guiana: the effect of species taxonomic proximity. *Aquat. Living Resour.* 21, 171–184.
- Mérona, B., Santos, G.M., Almeida, R.G. 2001. Short term effects of Tucuruí dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Env. Biol. Fish.* 60, 375-392.
- Novakowski, G. C., Hahn, N.S., Fugi, R., 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotrop. Ichthyol.* 6, 567-576.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M.H.H., 2007. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.8-8. <http://cran.r-project.org/>; <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>.
- Peretti, D., Andrian, I.F., 2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná river floodplain, Brazil. *Env. Biol. Fish.*, 71, 95-103.
- Peretti, D., Andrian, I.F., 2008. Feeding and morphological analysis of the digestive tract of four species of fish (*Astyanax altiparanae*, *Parauchenipterus galeatus*, *Serrasalmus marginatus* and *Hoplias aff. malabaricus*) from the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.* 68, 671-679.
- Pettesse, M.L., Petrere Jr., M., Spigolon, R.J., 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz. J. Biol.* 67, 433-445.
- Pinto, B.C.T., Araujo, F.G., Hughes, R.M., 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia.* 556, 69-83.
- Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A. Noble, R., Rogers, C., Roset, N., Schmutz, S., 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages *Journal of Applied Ecology* 43, 70–80
- R Development Core Team, 2007. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Áustria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Raburu, P.O., Masese, F.O., 2012. Development of a fish-based index of biotic integrity (FIBI) for monitoring riverine ecosystems in the Lake Victoria drainage Basin, Kenya. *River Res. Appl.* 28, 23-38.
- Rolla, A.P.P.R., Esteves, K.E., Ávila-da-Silva, A.O., 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1):65-76.
- Root, R.B., 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37: 317-350.

- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., Kestemont, P., 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries anagement and Ecology*, 2007, 14, 393–405
- Ross, S.T., 1986. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field Studies. *Copeia*. 1986, 352-388.
- Severinghaus, W.D., 1981. Guild theory development as a mechanism for assessing environmental impact. *Environ. Manage.* 5:187-190.
- Sheldon, A.L., Meffe, G.K., 1993. Multivariate analysis of feeding relationships of fishes in blackwater streams. *Env. Biol. Fish.* 37, 161-171.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Tejerina-Garro, F.L., Mérona, B., 2010. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotrop. Ichthyol.* 8, 145-154.
- Tejerina-Garro, F.L., Mérona, B., Oberdorff, T., Hugueny, B., 2006. A fish-based index of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. *Aquat. Living Resour.* 19, 31–46.
- Terra, B.F., Araújo, F.G., 2011. A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. *Ecol. Indic.* 11, 874-881.
- Trebitz, A.S., Hill, B.H., McCormick, F.H., 2003. Sensitivity of indices of biotic integrity to simulated fish assemblage changes. *Environmental Management*. 32, 499-515.
- USEPA United States Environmental Protection Agency. 2010. An Introduction to the Index of Biotic Integrity: http://www.epa.gov/bioiweb1/html/ibi_history.html. (Last updated on Tuesday, September 28, 2010) Acesso em 21/09/2012.
- Vander-Zanden, M., Vadeboncoeur, Y., 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83, 2152-2161.
- Ximenes, L.Q.L., Mateus, L.A.F., Penha, J.M.F., 2011. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. *Biota Neotrop.* 11, 205-215.
- Yodzis, P., 1982. The compartmentation of real and assembled ecosystems. *American Naturalist*. 120:551-570.