

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE ÁGUA DOCE E
PESCA INTERIOR – PPG BADPI**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL EM UM SISTEMA
DE LAGOS MANEJADOS NA REGIÃO DO BAIXO RIO
SOLIMÕES, AMAZÔNIA, BRASIL**

BRUNA DE SOUZA ANDRADE

Manaus, Amazonas
Março, 2019

BRUNA DE SOUZA ANDRADE

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL EM UM SISTEMA
DE LAGOS MANEJADO NA REGIÃO DO BAIXO RIO
SOLIMÕES, AMAZÔNIA, BRASIL**

Orientadora: Flávia Kelly Siqueira de Souza, Dra. - UFAM

Coorientador: Carlos Edwar de Carvalho Freitas, Dr. - UFAM

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia de Água Doce e Pesca Interior.

Manaus, Amazonas
Março, 2019

BANCA EXAMINADORA

Cristhiana Paula Röpke – Titular

Universidade Federal do Amazonas

Tereza Cristina Souza de Oliveira – Titular

Universidade Federal do Amazonas

Urbano Lopes da Silva Júnior – Titular

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Alessandro Gasparetto Bifi – Suplente

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Kedma Cristine Yamamoto – Suplente

Universidade Federal do Amazonas

SEDAB/INPA © 2019 - Ficha Catalográfica Automática gerada com dados fornecidos pelo(a) autor(a)
Bibliotecário responsável: Jorge Luiz Cativo Alauzo - CRB11/908

A553a Andrade, Bruna de Souza
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL EM UM
SISTEMA DE LAGOS MANEJADOS NA REGIÃO DO BAIXO
RIO SOLIMÕES, AMAZÔNIA, BRASIL / Bruna de
Souza Andrade; orientadora Flávia Kelly
Siqueira de Souza; coorientadora Carlos Edwar
de Carvalho Freitas. -- Manaus:[s.l], 2019.
61 f.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós
Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca
Interior) -- Coordenação do Programa de Pós-
Graduação, INPA, 2019.

1. Índice de Integridade Biótica. 2.
Qualidade ambiental. 3. Bioindicadores. 4.
Lagos manejados.
5. Amazônia. I. Souza, Flávia Kelly Siqueira
de , orient. II. Freitas, Carlos Edwar
de Carvalho, coorient. III. Título.

CDD: 639.2

Sinopse

Avaliou-se a qualidade ambiental em lagos manejados na região do baixo rio Solimões, município de Iranduba, Amazonas, Brasil. Mudanças na qualidade do ambiente em três categorias de lagos manejados, foram detectadas utilizando os atributos de composição, categoria trófica e abundância da assembleia de peixes.

Palavras-chave: Índice de Integridade Biótica, qualidade ambiental, bioindicadores, lagos manejados, Amazônia

Dedico esta dissertação aos meus pais Rosangela e Israel, que são meus maiores exemplos de vida. Dedico ainda à minha vó Benedita Honório de Andrade (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Não posso deixar de demonstrar o meu reconhecimento e gratidão a todos que estiveram presente de forma direta e indireta e que contribuíram para a concretização deste trabalho.

A Deus sou eternamente grata por ter me concedido força e saúde ao longo desta caminhada.

Aos meus orientadores, Professora Dra. Flávia Kelly Siqueira de Souza e Professor Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas pela disponibilidade, oportunidade, atenção, paciência, disposição, simpatia, ensinamentos e apoio científico que foram essenciais para conclusão deste trabalho.

Aos meus pais Rosangela Fatima e Israel por todo o carinho, amor, apoio e por me ensinar a importância da perseverança para todos os momentos da vida.

Ao meu querido irmão Jhones Andrade por fazer parte da minha vida e por toda energia positiva.

Ao meu namorado Tályson Marques por todo apoio e compreensão, por ter me ensinado tanto sobre resiliência, por ter escutado incansavelmente sobre integridade biótica e por se valer da sua formação de linguísta para ser revisor desta pesquisa. Amor, você foi muito importante nesta etapa!

À minha turma de mestrado (BADPI 2017) pela parceria durante as disciplinas.

Aos professores do BADPI pelos ensinamentos durante as disciplinas.

A banca de qualificação pelas contribuições acadêmicas.

Ao meu grande amigo Johnny Brito pela amizade, apoio e contribuições acadêmicas.

Às minhas queridas amigas Renata, Dri, Geissy, Kekel, Jack e Sueli pelo apoio e amizade verdadeira de longa data. Amo muito vocês!

Aos amigos que o mestrado me deu, em especial, Janice, Alex, Sara, Gabriel e Franciane, pelo companheirismo, momentos descontraídos e palavras de encorajamento. Quero levar vocês para vida!

Ao Cárlyson por ter me ajudado na identificação dos peixes.

À equipe de campo por toda ajuda durante as coletas.

Ao senhor Monoel e Dona Ivete pelo acolhimento durante as atividades de campo.

Aos colegas do Piatam pelo convívio e contribuições durante as prévias. De forma especial quero agradecer ao Wendell, Jamerson, Carolina e Giulia pela amizade que contruímos e pelos momentos compartilhados.

À professora Dra. Maria Letícia Petesse por toda ajuda durante a realização deste trabalho.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) pela oportunidade em realizar este estudo e à Universidade Federal do Amazonas (UFAM) pelo suporte técnico e científico necessário na execução da pesquisa.

À Capes por acreditar na relevância desta pesquisa e pela bolsa concedida.

E a todos aqueles que de alguma forma contribuíram com este trabalho.

MUITO OBRIGADA!

“Todo caminho da gente é resvaloso. Mas também, cair não prejudica demais – a gente levanta, a gente sobe, a gente volta! [...] O correr da vida embrulha tudo, a vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem”.

João Guimarães Rosa

RESUMO

O manejo de lagos tem se mostrado eficiente na recuperação do estoque pesqueiro na Amazônia. No entanto, pouco se sabe sobre os efeitos do sistema de manejo em lagos para a qualidade do ambiente. Avaliar as implicações deste sistema de gestão para a qualidade ambiental pode ser um processo dificultoso diante da limitação de ferramentas disponíveis para ambientes de várzea na Amazônia. O Índice de Integridade Biótica (IIB) é uma ferramenta que tem se mostrado promissora, acessível, de fácil entendimento e de baixo custo para o monitoramento dos recursos biológicos. Diante disso, este trabalho objetivou avaliar o reflexo do sistema de manejo na qualidade ambiental de lagos por meio da utilização do IIB, na região do baixo rio Solimões, Amazônia, Brasil. Para a captura de peixes, foram utilizadas redes de emalhar dispostas em seis lagos pertencentes a três categorias de manejo: preservação, manejo e uso comercial. As coletas, um total de cinco, ocorreram no ano de 2017 e início do ano de 2018. O número de peixes amostrados foi de 4565, distribuídos seis ordens, 25 famílias e 113 espécies. O índice final foi composto por sete métricas referente à riqueza e composição de espécies, estrutura trófica e abundância de peixes. Por meio do IIB, avaliamos que a qualidade ambiental nos lagos de preservação é boa, nos lagos de manejo a qualidade é regular e nos lagos de uso comercial a qualidade é pobre. Confirmamos o resultado obtido pelo índice por meio de estatística multivariada que permitiu rejeitar a hipótese de que a qualidade ambiental dos lagos não é influenciada pelo sistema de manejo em lagos, de tal forma que verificamos que lagos de preservação possui melhor qualidade do que lagos de manejo e de uso comercial. A classificação determinada pelo IIB evidencia que o sistema de manejo é um modelo satisfatório para assegurar a qualidade ambiental nos lagos de várzea, indicando por meio da resposta da ictiofauna que este sistema vigente na ilha da Paciência - implantado por meio do acordo de pesca - cumpre seu papel de preservação do estoque pesqueiro e alternativamente contribui para a boa qualidade do ambiente como um todo.

Palavras-chave: Índice de Integridade Biótica, qualidade ambiental, bioindicadores, lagos manejados, Amazônia.

ABSTRACT

The management of lakes has been efficient in the recovery of fish stocks in the Amazon. However, little is known about the effects of the management system on lakes for the quality of these environments. Evaluating the implications of this system for environmental quality can be a difficult process due to the limited tools available for floodplain environments in the Amazon. The Biotic Integrity Index (BII) is a tool that has been shown to be promising, accessible, easy to understand, and inexpensive to monitor biological resources. The aim of this study was to evaluate the impact of the management system on the environmental quality of lakes through the use of the BII in the region of the lower Solimões River, in the Amazon region of Brazil. For the capture of fish, gill nets were arranged in six lakes, which belong to three management categories: preservation, management and commercial use. A total of five samples were sampled in 2017 and early 2018. The number of fish sampled was 4565, distributed six orders, 25 families and 113 species. The final index was composed of seven metrics related to species richness and composition, trophic structure and abundance of fish. By means of BII, we evaluated that the environmental quality in the preservation lakes is good, in the management lakes the quality is regular and in the lakes of commercial use the quality is poor. We confirmed the results of the BII through multivariate statistics that allowed us to reject the hypothesis that the environmental quality in lakes is not influenced by the management system in lakes, in such a way that we verify that preservation lakes have better quality than management lakes and commercial use. The classification determined by the IIB shows that the management system is a satisfactory model to assure the environmental quality in the lakes, indicating through the response of the ichthyofauna, that this system present in the island of Paciência - implemented through the fishing agreement - fulfills its role of preserving the fishing stock and alternatively contributes to the quality of the environment as a whole.

Key Words: Index of Biotic Integrity, environmental quality, bioindicators, management lakes, Amazon.

SUMÁRIO

Apresentação	1
Objetivo geral	7
Objetivos específicos	7
Referências	7
Capítulo 1: Índice de Integridade Biótica sensível à identificação de estratégias de manejo em lagos de várzea na Amazônia.....	13
Resumo	13
Abstract.....	14
1. Introdução.....	15
2. Material e Métodos	17
2.1. Área de estudo	17
2.2. Amostragem e identificação das espécies.....	18
2.3. Análise dos dados	18
2.3.3. Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para os lagos manejados	20
2.3.3.1. Locais de referências	20
2.3.3.2. Seleção das métricas	21
2.3.3.3. Teste das métricas.....	24
2.3.3.4. Pontuação das métricas: locais de referência	25
2.3.3.5. Pontuação das métricas: locais testes	26
2.3.4. Análise estatística dos dados	27
3. Resultados.....	27
3.1. Estrutura da ictiofauna	27
3.2. Estrutura trófica	30
3.3. Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para os lagos manejados.....	31
4. Discussão	34
5. Conclusão	38
Referências	38

Apresentação

A integridade biótica de um ambiente é a capacidade deste de suportar e manter uma comunidade de organismos de forma equilibrada, integrada e adaptada, nas quais características ecológicas como composição, diversidade e organização funcional das espécies podem ser utilizadas para caracterizar o habitat natural de uma região (Karr, 1999). Uma biota considerada de alta integridade se refere àquela em condições onde pouca ou nenhuma alteração é detectada (Angermeier e Karr, 1994).

Para avaliar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos, foi desenvolvido, por Karr (1981), um índice multimétrico denominado Índice de Integridade Biótica (IIB), o qual foi utilizado originalmente para analisar a qualidade ambiental de bacias hidrográficas do meio-oeste nos Estados Unidos.

O índice original proposto por Karr (1981) é composto de 12 métricas que representam características mensuráveis da estrutura básica e funcional de assembleias bióticas, as quais podem mudar conforme o aumento ou diminuição da qualidade ambiental. Essas métricas são divididas em três categorias, conforme descritas abaixo.

Riqueza e composição de espécies:

1. Número total de espécies de peixes: representa a riqueza de espécie que deve aumentar ou diminuir conforme o estado ecológico do ambiente;
2. Número de espécies “darter”: representa a riqueza de espécies sensíveis à degradação do habitat bentônico;
3. Número de espécies “sucker”: representa aquelas que colonizam o substrato do fundo. Sua riqueza fornece uma ideia de como está a qualidade do ambiente;
4. Número de espécies “sunfish”: representa as espécies invertívoras. Uma alta riqueza dessas espécies significa uma boa qualidade ambiental.
5. Número de espécies intolerantes: essas espécies são sensíveis à degradação e a sua presença reflete uma boa qualidade ambiental.
6. % em número de indivíduos “green sunfish”: essas espécies estão presentes no ambiente quando a qualidade ambiental é baixa.

Categoria trófica:

7. % em número de indivíduos onívoros: os onívoros são poucos sensíveis a estresses ambientais e têm flexibilidade em variar suas dietas. Quando as ligações tróficas são

rompidas, devido à degradação ambiental, a proporção de espécies onívoras tende a aumentar;

8. % em número de indivíduos insetívoros: alta proporção de espécies insetívoras representa uma boa qualidade ambiental;

9. % em números de piscívoros: alta proporção de piscívoros representa uma boa qualidade ambiental;

Abundância de indivíduos e condições da saúde dos peixes:

10. Número total de indivíduos: ambientes com boa qualidade ambiental apresentam elevado número de indivíduos.

11.% em número de indivíduos híbridos: a presença de híbridos aumenta devido a perda do isolamento reprodutivo e à simplificação estrutural do ambiente.

12. % em número de indivíduos com doenças, parasitas, anomalias: essa métrica representa o estado de saúde dos indivíduos. Um aumento no número de indivíduos com doenças, parasitas e/ou anomalias representa um ambiente com baixa qualidade ambiental.

As métricas referentes ao número total de espécies de peixes, número de espécies “darter”, número de espécies “sucker”, número de espécies “sunfish”, número de espécies intolerantes e ao número total de indivíduos variam por região, a depender das características do local estudado.

Para o cálculo do IIB, os valores observados de cada métrica no ambiente de estudo são comparados com os valores estabelecidos para um ambiente não alterado. Ambos os ambientes devem ser localizados na mesma região, de forma que o ambiente não alterado seja referência para o estudo. Se os valores forem próximos, o ambiente investigado possui uma alta qualidade ambiental. No entanto, se os valores forem distantes, significa que o local está degradado (Lyons, 1992). Caso a região não apresente um ambiente de referência, deverá ser utilizado um local com menor sinal de degradação.

Para cada uma das métricas que integram o IIB, é atribuída uma pontuação. A pontuação cinco (5) representa uma situação de menor impacto e de alta qualidade ambiental; a pontuação três (3) representa uma situação intermediária da presença de impacto ambiental; e a pontuação um (1) representa a situação de maior impacto e de baixa qualidade ambiental.

Após atribuição de pontuação para cada uma das métricas, os valores são somados e o número total do IIB varia de 12 a 60. Por fim, o status de qualidade do ambiente será determinado a partir da seguinte classificação, a qual é baseada em cinco classes: entre 12 e 23 (muito pobre); entre 28 e 35 (pobre); entre 39 e 44 (razoável); entre 48 e 52 (bom) e entre 57 e 60 (excelente).

O índice se tornou referência como ferramenta potencial para avaliar efeitos da degradação ambiental em ecossistemas aquáticos. Tendo como estratégia a quantificação dos impactos de alterações ambientais, o índice é baseado em uma variedade de atributos referentes à composição, estrutura e características funcionais da comunidade de peixes (Araújo et al., 2003).

Dentre as várias razões da escolha de peixes como indicadores para construção das métricas, Karr (1981) destacou que: *i*) os peixes são relativamente fáceis de coletar e identificar; *ii*) os peixes estão inclusos nas mais variadas categorias tróficas (onívoros, herbívoros, insetívoros, e piscívoros); *iii*) a ictiofauna integra o topo da cadeia alimentar aquática, podendo oferecer uma boa visão desse ambiente; *iv*) afirmações sobre a comunidade de peixes podem ser entendidas pelo público geral; *v*) efeitos de toxidade podem ser avaliados nos peixes; e *vi*) informações da história de vida de muitas espécies são conhecidas e a fauna ictífica está presente nos mais variados tipos de habitat aquáticos, incluindo os mais poluídos.

Os peixes têm sido utilizados como indicadores de qualidade da água há muito tempo, mas a utilização de grupos específicos de espécies bioindicadoras, por si só, não reflete os efeitos causados pelos impactos ambientais a longo prazo, visto que as interações ecológicas existentes no ambiente, que poderiam responder a essas mudanças, não podem ser desconsideradas (Ibarra, 2005).

Com o objetivo de contribuir para a melhor eficiência na análise do ambiente, foram propostos novos índices que consideram critérios ecológicos diversos na avaliação da qualidade do ambiente aquático. O Índice de Integridade Biótica (IIB) tem sido uma dessas ferramentas de grande importância, uma vez que, ao levar em conta a análise de fatores ecológicos e ambientais, o IIB apresenta informações sobre a integridade das comunidades biológicas que vivem no ambiente de tal modo que atribui grau para os impactos em sua diversidade e estrutura (Bastos e Abilhoa, 2004). Além disso, o IIB permite a inclusão de métricas específicas que melhor representam as características bióticas e ambientais na região avaliada.

Apesar de na proposta original de Karr (1981) sugerir a utilização de atributos das assembleias de peixes para avaliar a qualidade de ambientes aquáticos, várias adaptações do IIB têm sido realizadas com a utilização de outros grupos taxonômicos como plantas terrestres (Mack, 2001), macroinvertebrados (Couceiro et al., 2012), diatomáceas (Lane e Brown, 2007), herbáceas aquáticas (Miller et al., 2006) zooplâncton (Carpenter et al., 2006), fitoplâncton (Lacouture et al., 2006), pássaros (Bryce et al., 2002; Coppedge et al., 2006; O'Connell et al., 2007) e anfíbios (Micacchion, 2004). No entanto, em um estudo realizado por Ruaro e Gubiani (2013), os autores observaram que o grupo de organismo mais utilizado para adaptações do IIB são os peixes.

Vários estudos têm utilizado o IIB como um método efetivo de avaliação, proteção e ajuda para restaurar a integridade ecológica em ecossistemas aquáticos, tanto na América do Norte como na Europa (Karr, 1981; Fausch et al., 1984; Karr et al., 1986; Oberdorff e Hughes, 1992; Lyons, 1992; Minns et al., 1994; Simon, 1998; Harig e Bain, 1998; Simon e Sanders, 1999; Karr, 1999; McDonough e Hickman, 1999; Whittier, 1999; Lyons et al., 2000; Seegert, 2000; Simon et al., 2004; Simon, 2006 e Poikane et al., 2017).

A eficiência do IIB na avaliação de ambientes aquáticos temperados permitiu a sua adaptação para áreas tropicais. No Brasil, os estudos realizados por Araújo (1998) e Araújo et al. (2003) foram pioneiros e eficazes na avaliação da qualidade ambiental do rio Paraíba do Sul, no sudeste do Brasil, em uma área localizada entre os dois maiores centros industriais do país. Em outro estudo, Petesse et al. (2007) usou o IIB para avaliar a integridade ambiental da represa de Barra Bonita, reservatório de usina hidrelétrica em São Paulo que possui qualidade ambiental comprometida.

Recentemente, Petesse et al. (2016) adaptaram o índice para áreas de várzea na Amazônia visando quantificar os impactos ambientais decorrentes da ocupação humana. Os autores escolheram métricas que melhor representavam as características locais, uma vez que a região possui muitas particularidades. É válido ressaltar que a Amazônia constitui a maior rede hidrográfica do mundo, abriga uma elevada diversidade de peixes, possui grande complexidade de habitat, além da influência do regime fluvial, o qual é bastante pronunciado no sistema Solimões-Amazonas (Siqueira-Souza, 2007).

A ocorrência de inundações sazonais, definida por Junk et al. (1989) como pulso de inundação, faz com que alguns lagos da planície de inundação fiquem conectados ao rio Solimões durante parte do ano, enquanto que outros perdem a conexão durante o

período de águas baixas. Esse fenômeno sazonal representa a maior força controladora de processos ecológicos em áreas alagadas em rios de água branca, representando grande importância no ciclo de vida dos peixes que apresentam distintas estratégias bioecológicas (Junk, 1980; Soares et al., 2008).

O ambiente de várzea é capaz de ser resiliente, desde que sua integridade ecológica não seja comprometida. Nas últimas décadas, uma nova fase de exploração da várzea tem se intensificado e ameaçado a integridade ecológica desse ecossistema (WWF-Brasil, 2013). Essas ameaças incluem a expansão da agricultura, da pecuária e da exploração madeireira, além da intensificação da pesca comercial em lagos (McGrath et al., 1998).

Os lagos de várzea são tradicionalmente utilizados pelas comunidades ribeirinhas da Amazônia para obtenção de alimento. Com o objetivo de protegê-los da invasão de pescadores comerciais, foram estabelecidas estratégias de preservação, como a implantação do sistema de manejo de lagos (Castro e McGrath, 2001; Amaral, 2011). A aplicação dessa estratégia teve início com pescadores da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, juntamente com pesquisadores locais que, após muitos conflitos, encaminharam um projeto ao IBAMA. A partir disso, a pesca manejada foi permitida com normas estabelecidas quanto ao uso dos lagos, ao tamanho de malha, ao tamanho mínimo de capturas para determinadas espécies, aos períodos determinados para a pesca e a cotas para captura, de modo a conciliar a conservação dos recursos naturais e a geração de renda (Queiroz, 2005; Amaral, 2011).

O sistema de manejo implementado em Mamirauá se tornou modelo para os demais sistemas de manejo desenvolvidos no Amazonas, os quais utilizam os lagos para o manejo de espécies como o pirarucu. Além disso, o sistema considera que as comunidades locais são as mais interessadas na conservação de seus recursos naturais (Furtado, 1990). Então, os ribeirinhos se organizaram em suas regiões, por meio de acordo de pesca, e desenvolveram estratégia de co-manejo em lagos de várzea com normas estabelecidas quanto às diferentes formas de uso dos lagos, incluindo definição de áreas de uso e áreas de proteção (Amaral, 2011).

Pelos acordos de pesca firmados no estado do Amazonas, foram realizados mapeamentos participativos dos lagos para identificação e categorização desses ambientes com base nas características físicas (vegetação nas margens, formato, profundidade, conectividade entre si e com o rio) e produtividade pesqueira de cada um deles. Dessa forma, ficaram estabelecidos limites de acesso aos lagos, os quais seriam

destinados a diferentes formas de uso: lagos de preservação, de manutenção e de uso comercial, desde que a preservação dos lagos fosse contemplada, pois o intuito era garantir a manutenção dos recursos aquáticos (Benatii et al., 2003; Amaral, 2011; Soares et al., 2014).

Os lagos de preservação são destinados à reserva do estoque pesqueiro, sendo proibido qualquer tipo de exploração. A comunidade local mantém esses lagos vigiados em tempo integral a fim de protegê-los da ação de invasores. No período de despesca no manejo, alguns lagos são liberados para que a comunidade local capture pirarucu (*Arapaima gigas*) com base no número de peixes contados no ano anterior. Já os lagos de manutenção diferem-se dos lagos de preservação porque neles são permitidos apenas para a pesca de subsistência dos pescadores para atender as necessidade de alimentação da comunidade residente, e a comunidade em geral é responsável por assegurar a proteção desses lagos. A terceira categoria de lagos é chamada de lagos de uso comercial, os quais são de livre acesso para diferentes usuários e sem restrição à pesca, incluindo a pesca comercial (Benatii et al., 2003; De Oliveira et al., 2008; Morales, 2011; Silva, 2014; Campos-Silva e Peres, 2016). Os lagos na categoria de uso comercial, por serem ambientes de livre acesso, poderão ser mais susceptíveis aos fatores de perturbação do que os demais lagos que estão nas categorias de preservação e manutenção.

O sistema de manejo cumpre um papel fundamental na preservação dos estoques pesqueiros locais e, conseqüentemente, na conservação do ecossistema aquático. A estrutura das assembleias de peixes na Amazônia é influenciada pelas categorias de uso dos lagos - lagos de uso comercial e lagos de proteção (Morales, 2011). Estudo realizado na Ilha da Paciência, uma das regiões amazônica em que o manejo de lagos é desenvolvido, mostra que esse sistema de manejo tem influência na estrutura da assembleia de peixes com o aumento da diversidade e da abundância de peixes (Silva et al., 2017).

Porém, estudos envolvendo o biomonitoramento ambiental em lagos manejados na várzea Amazônica ainda são escassos, especialmente no que tange à influência de sistemas de manejo sobre as comunidades ictílicas e o ecossistema aquático. Dessa forma, este estudo se propôs investigar a influência do manejo na qualidade ambiental de lagos de várzea manejados, segundo o nível de restrição à pesca, em três categorias, preservação, manejo e uso comercial, a fim de verificar se o sistema de manejo tem contribuído também para a conservação do ecossistema aquático como um todo.

Objetivo geral

Avaliar a qualidade ambiental de lagos manejados na região do baixo rio Solimões a partir do Índice de Integridade Biótica (IIB) considerando atributos das assembleias de peixes.

Objetivos específicos

1. Estimar a estrutura e composição das assembleias de peixes em três categorias de lagos manejados;
2. Determinar a categoria trófica das espécies;
3. Definir as métricas e escores para avaliação da qualidade ambiental em lagos manejados;
4. Analisar o sistema de manejo de lagos como ferramenta de contribuição para a qualidade ambiental dos lagos a partir da escala espacial (categorias de lagos).

Referências

- Amaral, E.; Sousa, I.S.; Gonçalves, A.C.T.; Carvalho, G.; Braga, R.; Ronan, P.; Vilena, J. 2011. *Manejo de pirarucus (Arapaima gigas) em lagos de várzea de uso compartilhado entre pescadores urbanos e ribeirinhos*. Protocolos de manejo dos Recursos Naturais: IDSM/OS/MCTI. 50pp.
- Angermeier, P.L.; Karr, J.R. 1994. Biological Integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. *Bioscience*, 44(10):1-8. <http://doi.org/10.2307/1312512>
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 547–558. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>
- Araújo, F.G.; Fichberg, I.; Pinto, B.C.T.; Peixoto, M.G. 2003. A preliminary Index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-3003-9>
- Bastos, L.P.; Abilhoa, V. 2004. The utilization of the index of biotic integrity for evaluation of water quality: a study case for urban streams of Belem River Basin, Curitiba, Paraná. *Revista Estudos de Biologia*, 26(55): 33-44.
- Benatti, J.H.; McGrath, D.G.; Oliveira, A.C. M.D. 2003 Políticas públicas e manejo comunitário de recursos naturais na Amazônia. *Ambiente e sociedade*, 6(2): 137-

154. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2003000300009>
- Bryce, S.A.; Hughes, R.M.; Kaufmann, P.R. 2002. Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicators of Riparian Condition. *Environmental Management*, 30(2): 294–310. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2702-y>
- Campos-Silva, J.V.; Peres, C.A. 2016. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Scientific Reports*, 6: 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep34745>
- Carpenter, K.E.; Johnson, J.M.; Buchanan, C. 2006. An index of biotic integrity based on the summer polyhaline zooplankton community of the Chesapeake Bay. *Marine Environmental Research*, 62: 165–180. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2006.03.009>
- Castro, F.; McGrath, D. 2001. O manejo comunitário de lagos na Amazônia. *Parcerias estratégicas*, 12: 112–126.
- Coppedge, B.R.; Engle, D.M.; Masters, R.E.; Gregory, M.S. 2006. Development of a grassland integrity index based on breeding bird assemblages. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118: 125–145. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1237-8>
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P.; Luz, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18: 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- De Oliveira, A.C.M.; Nepstad, D.C.; McGrath, D.G.; Da Silva, A.F. 2008. Impactos ecológicos do manejo comunitário de recursos naturais em comunidades ribeirinhas de várzea e terra firme na região de Tefé, AM. *Novos cadernos NAEA*, 11(2): 57-84. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v11i2.272>
- Fausch, K.D.; Karr, J.R.; Yant, F.R. 1984. Regional application of an Index of Biotic Integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113:39-55. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1984\)113<39:RAOAI0>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1984)113<39:RAOAI0>2.0.CO;2)
- Furtado, L.G. 1990. Características gerais e problemas da pesca Amazônica no Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Antropologia*, 6(1): 41-93.
- Harig, A.L.; Bain, M. B. 1998. Defining and restoring biological integrity in wilderness lakes. *Ecological Applications*, 8: 71-87. <https://doi.org/10.2307/2641312>
- Ibarra, A.A. 2005. Los Peces Como Indicadores. *Revista Digital Universitaria*, 6: 1067–6079.
- Junk, W.J. Áreas inundáveis: um desafio para limnologia. 1980. *Acta Amazonica*, 10(4): 775-795. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43921980104775>

- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparkrs, R.E. 1989. The Flood Pulse Concept in River-
foodplain Systems. *In: Dodge, D. P. (Ed.) Proceedings of the International Large
River. Symposium Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, 6:
21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2)
- Karr, J.R.; Fausch, K.D.; Angermeier, P.L.; Yant, P.R.; Schlosser, I.J. 1986. Assessing
biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois Natural
History Survey Special Publication*, 5(5): 1-28.
<https://trove.nla.gov.au/version/17211229>
- Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x>
- Lacouture, R.V.; Johnson, J.M.; Buchanan, C.; Marshall, H.G. 2006. Phytoplankton
Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. *Estuaries
and Coasts*, 29 (4): 598–616. <https://doi.org/10.1007/BF02784285>
- Lane, C.R.; Brown, M.T. 2007. Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland
condition in Florida, USA. *Ecological Indicators*, 7: 521–540.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.06.001>
- Lyons, J. 1992. *Using the Index of Biotic Integrity (IIB) to measure environmental
quality in warmwater streams of Wisconsin*. 50 pp.
- Lyons, J.; Gutierrez-Hernandez, A.; Diaz-Pardo, E.; Soto-Galera, E.; Medina-Nava, M.;
Pineda-Lopez, R. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity
based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central
Mexico. *Hydrobiologia*, 418: 57-72. <https://doi.org/10.1023/A:1003888032756>
- Mack, J.J. 2001. *Integrated Wetland Assessment Program. Part 4: Vegetation Index of
Biotic Integrity (VIBI) and Tiered Aquatic Life Uses (TALUs) for Ohio wetlands*.
Ohio EPA Technical Report W ET/2004-4. Ohio Environmental Protection
Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio.
98p.
- McDonough, T.A.; Hickman, G.D. 1999. Reservoir Fishery Assessment Index
development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley Authority
impoundments. *In: Simon, T. P. (Ed). Assessing the sustainability and biological
integrity of water resource quality using fish communities*. Boca Raton: CRC
Press, p. 523-540.
- McGrath, D.; Câmara, E.; Fudemma, C. 1998. Manejo Comunitário de Lagos de
Várzeas e o Desenvolvimento sustentável da Pesca na amazônia. *Novos Cadernos
NAEA*, 1: 1-23. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v1i2.4>
- Micacchion, M. 2004. *Integrated Wetland Assessment Program. Part 7: Amphibian
Index of Biotic Integrity (AmphIBI) for Ohio Wetlands*. Ohio EPA Technical
Report WET/2004-7. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology

Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio. 36p.

- Miller, S.J.; Wardrop, D.H.; Mahaney, W.M.; Brooks, R.P. 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators*, 6: 290–312. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.011>
- Minns, C.K.; Cairns, V.W.; Randall, R.G.; Moore, J.E. 1994. An Index of Biotic Integrity for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 1804-1822. <https://doi.org/10.1139/f94-183>
- Morales, B.F. 2011. *A influência do manejo de lagos e de características ambientais sobre as assembléias de peixes de lagos de várzea do baixo rio Purus, na reserva de desenvolvimento sustentável Piagaçu-Purus, Amazonas*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 58p.
- Oberdorff, T.; Hughes, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117–130. <https://doi.org/10.1007/BF00006200>
- O’Connell, T.J.; Bishop, A.J.; Brooks, R.P. 2007. Sub-sampling data from the North American breeding bird survey for application to the bird community index, an indicator of ecological condition. *Ecological Indicators*, 7: 679-671. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.07.007>
- Petesse, M.L.; Petrere-Jr, M.; Spigolon, R.J. 2007. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications*, 21: 188–193. <https://doi.org/10.1002/rra.1001>
- Petesse, M.L.; Siqueira-Souza, F.K.; Freitas, C.E.; Petrere, M. 2016. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. *Ecological Engineering*, 97: 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.046>
- Poikane, S.; Ritterbusch, D.; Argillier, C.; Białokoz, W.; Blabolil, P.; Breine, J.; Jaarsma, N.G.; Krause, T.; Kubečka, J.; Lauridsen, T.L.; Nöges, P.; Peirson, G.; Virbickas, T. 2017. Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Science of the Total Environment*, 586: 502–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.211>
- Queiroz, H.L. A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. 2005. *Revista de Estudos avançados*, 19(54): 183-203. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000200011>
- Ruaro, R.; Gubiani, É.A. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29: 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>
- Seegert, G. 2000. The development, use and misuse of biocriteria with an emphasis on

the index of biotic integrity. *Environmental Science e Policy*, 3(1): 51-58. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(00\)00027-7](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(00)00027-7)

- Silva, M.C. *Análise do manejo comunitário de pirarucu (Arapaima spp.) na Resex médio Juruá e RDS Uacari, município de Carauari, Amazonas, Brasil*. 2014. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, Amazonas. 58pp.
- Silva, W.M.M.L. 2017. *Efeito do manejo do pesqueiro sobre as assembleias de peixes em lagos situados na ilha da Paciência – Iranduba - Amazonas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 74p.
- Simon, T.P. 1998. Modification of an index of biotic integrity and development of reference condition expectations for dunal, palustrine wetland fish communities along the southern shore of Lake Michigan. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1(1): 49-62. [https://doi.org/10.1016/S1463-4988\(98\)00006-2](https://doi.org/10.1016/S1463-4988(98)00006-2)
- Simon, T.P. 2006. Development, calibration and validation of an Index of Biotic Integrity for the Wabash river. *Proceedings of the Indiana Academy of Science*, 115(2): 170-186.
- Simon, T.P.; Robertson, R.; Morris, C.C. 2004. Distribution of fish assemblages in the Valparaiso chain of lakes, Porter county, Indiana, with emphasis on lake condition assessment. *Proceedings of the Indiana Academy of Science*, 113(1): 33-41.
- Simon, T.P.; Sanders, R.E. 1999. Applying an index of biotic integrity based on great river fish communities: considerations in sampling and interpretation. In: Simon, T.P. (Ed.). *Assessing the sustainability and Biological Integrity of water resources using fish communities*. Boca Raton: CRC. p. 475-505.
- Siqueira-Souza, F.K. 2007. *Diversidade alfa e beta das assembleias de peixes de lagos de várzea no médio Solimões*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 138p.
- Soares, M.G.M.; Costa, E.L.; Siqueira-Souza, F.K.; Anjos, H.D.B.; Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E.C. (Org.). 2008. *Peixes de lagos do médio Rio Solimões*. 160p.
- Soares, M.G.; Freitas, C.E.C.; Oliveira, A.C.B. 2014. Assembleias de peixes associadas aos bancos de macrófitas aquáticas em lagos manejados da Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 44(1): 143–152. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672014000100014>
- Whittier, T.R. 1999. Development of IIB metrics for lakes in Southern New England. In: Simon, T.P. (Ed). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities*. CRC Press p. 563-584.
- WWF-Brasil. 2013. *Projeto Várzea: 20 anos construindo um sistema de gestão dos recursos naturais no Baixo Amazonas*. Distrito Federal, 16pp.

Capítulo 1

Andrade, B.S.; Freitas, C.E.C.; Petesse, M.L.; Siqueira-Souza, F.K. Índice de Integridade Biótica é sensível à identificação de estratégia de manejo em lagos de várzea na Amazônia. Manuscrito submetido para *Ecological Indicators*.

Índice de Integridade Biótica é sensível à identificação de estratégias de manejo em lagos de várzea na Amazônia

Bruna de Souza Andrade^{a*}, Carlos Edwar de Carvalho Freitas^b, Maria Letizia Petesse^c; Flávia Kelly Siqueira-Souza^d

^aMestranda no Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). *Autor correspondente: Av. André Araújo, 2836 – Aleixo - CEP: 69060-001, Campus II, Manaus, AM, Brasil. E-mail: andrade.brunabio@gmail.com

^bProfessor Titular na Universidade Federal do Amazonas - Departamento de Ciências Pesqueiras. Av. Gen. Rodrigo Otávio, 3000, CEP: 69077-000, Coroado II, Manaus, AM – Brasil. E-mail: freitasc50@gmail.com

^cPrograma de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Instituto de Pesca de São Paulo, Parque da Água Branca - Av. Francisco Matarazzo, 455 CEP,05001-90, São Paulo, SP, Brazil. Email: mlpetesse@gmail.com

^dProfessora Adjunta na Universidade Federal do Amazonas - Departamento de Ciências Pesqueiras. Av. Gen. Rodrigo Otávio, 3000, CEP: 69077-000, Coroado II, Manaus, AM – Brasil. E-mail: flakel.souza@gmail.com

Resumo

Os ecossistemas aquáticos têm sido alvos de inúmeros impactos antrópicos geradores de estresses múltiplos no ambiente. Uma das estratégias que vem sendo implementada para oferecer proteção aos ecossistemas aquáticos é o estabelecimento do uso de áreas protegidas, as quais têm sido eficazes para evitar a perda de habitat e o declínio da biodiversidade. Na Amazônia, as áreas protegidas vêm sendo implantadas por meio do sistema de manejo de lagos, o qual visa à conservação das espécies e a proteção do ambiente. Avaliar o efeito desse sistema de manejo na qualidade ambiental tem sido difícil devido à limitação de ferramentas para avaliação ambiental. O Índice de Integridade Biótica (IIB) é considerado uma ferramenta eficiente na avaliação de qualidade ambiental. Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade ambiental de lagos manejados na região do baixo rio Solimões a partir do IIB considerando atributos da assembleia de peixes. Para a captura de peixes, foram utilizadas redes de emalhar dispostas em seis lagos pertencentes a três categorias de manejo: preservação, manejo e uso comercial. As coletas, um total de cinco, ocorreram no ano de 2017 e início do ano de 2018. O número de peixes amostrados foi de 4565, distribuídos seis ordens, 25 famílias e 113 espécies. O índice final foi composto por sete métricas referente à riqueza e composição de espécies, estrutura trófica e abundância de peixes. Por meio do IIB, avaliamos que a qualidade ambiental nos lagos de preservação é boa, nos lagos de manejo a qualidade é regular e nos lagos de uso comercial a qualidade é pobre. Confirmamos o resultado do IIB utilizando estatística multivariada, a

qual permitiu rejeitar a hipótese de que a qualidade ambiental dos lagos não é influenciada pelo sistema de manejo em lagos, uma vez que as métricas selecionadas refletiram as diferentes formas de uso dos lagos, indicando integridade dos lagos de preservação, enquanto que lagos de manejo e uso comercial possuem maior nível de impacto pela pesca. O sistema de manejo demonstrou ser efetivo em seu papel de conservação dos recursos bióticos, contribuindo para a qualidade do ambiente como um todo. Nesse sentido, o IIB demonstrou ser uma ferramenta eficiente para avaliar a qualidade ambiental em lagos manejados na Amazônia, podendo ser uma metodologia chave para responder a questões de manejo, como o estabelecimento de novos ambientes voltados ao sistema de manejo de lagos, a fim de assegurar a proteção e conservação da biodiversidade local.

Palavras chaves: Índice de Integridade Biótica, qualidade ambiental, bioindicadores, lagos manejados, Amazônia

Abstract

Aquatic ecosystems have been the targets of many anthropogenic impacts generators of multiple stresses in the environment. One of the strategies that have been implemented to offer protection to aquatic ecosystems is the establishment of the use of protected areas, which have been effective to prevent habitat loss and biodiversity decline. In the Amazon, protected areas have been implemented through the lake management system, which aims the conservation of the species and the protection of the environment. Evaluating the effect this management system on the environmental quality has been difficult due to the limitation of tools for environmental assessment. The Biotic Integrity Index (BII) is considered an efficient tool in the evaluation of environmental quality. Therefore, the aim of the study was to evaluate the environmental quality of lakes managed in the region of the lower Solimões River from the Index of Biotic Integrity (IIB) considering attributes of the fish assemblage. For catch fishes were used gillnets in six lakes, which belong to three management categories: preservation, management and commercial use. The samples, total of five, were sampled in 2017 and early 2018. The number of fish sampled was 4565, distributed six orders, 25 families and 113 species. The final index was composed of seven metrics related to species richness and composition, trophic structure and abundance of fish. Through IIB, we evaluated that the environmental quality in the preservation lakes is good, in the management lakes the quality is regular and in the lakes of commercial use the quality is poor. We confirmed the result of the index using multivariate statistics that allowed to reject the hypothesis of that the environmental quality in the lakes is not influenced by the management system, since the metrics selected reflect the diferentes ways of use the lakes, indicating the integrity of the preservation lakes, while lakes of management and commercial use have a higher level of impact by fishing. The management system has shown to be effective in its role of conservation of biotic resources, contributing to the quality of the environment as a whole. In this sense, the IIB has proved to be an efficient tool to evaluate the environmental quality in lakes managed in the Amazon, and may be a key methodology to respond to management, such as the establishment of new

environments for the management of lakes, aiming to ensure the protection and conservation of local biodiversity.

Keywords: Index of Biotic Integrity, environmental quality, bioindicators, management lakes, Amazon.

1. Introdução

Ambientes aquáticos são alvos de inúmeros impactos antrópicos que geram estresses múltiplos nos ecossistemas (Poikane et al., 2017). Efeitos estressores, dentre os quais podemos citar degradações dos habitat e alterações na biota, desafiam a estabilidade e a integridade dos ecossistemas aquáticos e implicam em perda da biodiversidade (Fausch et al., 1990; Allan e Flecker, 1993; Karr e Chu, 1999).

Uma das estratégias que vem sendo implementada para oferecer proteção aos ecossistemas aquáticos é o estabelecimento do uso de áreas protegidas (Saunders et al., 2002). Essas áreas têm sido eficazes para evitar a perda de habitat e o declínio da biodiversidade, principalmente no contexto marinho (OECD, 2016). Nesse ecossistema, tais medidas de proteção têm assegurado diversos benefícios, incluindo aumento na diversidade de espécies e da biomassa total, incremento no tamanho e na densidade dos organismos, além da recuperação de estoques pesqueiros (Suski e Cooke, 2007).

Essas estratégias de proteção ecossistêmica também têm sido utilizadas em ambientes de água doce, desempenhando assim um papel importante na recuperação da biodiversidade (Christie e White, 2007; Suski e Cooke, 2007). Essas áreas têm contribuído para o aumento na distribuição de número e de tamanho de várias famílias de peixes (Sanyanga et al., 1995), além de reabilitar populações exploradas (Schram et al., 1995; Reid et al., 2001).

As áreas protegidas têm sido uma opção de gestão bem sucedida nos ecossistemas aquáticos em diferentes biomas (Pellizzaro et al., 2015). Na Amazônia, essas áreas vêm sendo empregadas como estratégias de conservação, de proteção da biodiversidade e visando o uso sustentável dos recursos, na forma de sistemas de manejo de lagos (Castro e McGrath, 2001; Benatti et al. 2003), o qual, devido ao seu objetivo de conservação e gestão, configuram-se como áreas de proteção (Aquino et al., 2007).

O sistema de manejo de lagos, na forma como vem sendo implantado na Amazônia, visa assegurar a restauração de espécies exploradas como *Arapaima gigas* (De Oliveira et al., 2008), ao mesmo tempo em que garante, indiretamente, a proteção

do ambiente e a conservação das demais espécies presentes no ambiente. Essa estratégia de gestão, em algumas regiões, é desenvolvida por meio de acordos de pesca entre comunitários ribeirinhos que definem regras de acesso e de uso do recurso pesqueiro local (IN N° 029/2002; IN N° 003/2011). No sistema Solimões-Amazonas e nos principais tributários andinos e pré-andinos, uma das normas estabelecidas foi o uso dos lagos com diferentes níveis de proteção segundo suas categorias, com o intuito de promover a gestão racional dos recursos naturais na várzea. Com isso, tem-se desenvolvido três categorias quanto ao uso dos lagos: *lagos de preservação*, destinados totalmente à recuperação das espécies, proibindo-se qualquer modalidade de pesca; *lagos de manejo*, que considera a pesca de subsistência; e *lagos de uso comercial*, onde a pesca em qualquer modalidade é livre, desde que a legislação seja cumprida (McGrath et al., 1998; Castro e McGrath, 2001; Campos-Silva e Peres, 2016).

Uma vez que esse sistema de manejo de lagos considera diferentes níveis de restrição à pesca, um importante passo é estabelecer avaliações desse sistema para investigar os efeitos dessa medida de gestão na qualidade do ambiente, com vistas ao monitoramento contínuo e o aprimoramento da sua gestão. Porém, mensurar esses efeitos (muitos ainda desconhecidos) tem sido bastante difícil. Uma alternativa é utilizar índices multimétricos, os quais têm se mostrado eficientes para medir os efeitos do manejo na qualidade do ambiente (Prudente et al., 2018), ao mesmo tempo em que avalia a integridade da biota (Karr, 1991; Araújo, 1998; Ruaro e Gubiani, 2013).

Um dos índices múltimétricos frequentemente utilizado é o Índice de Integridade Biótica (IIB), comumente adaptado e aceito no mundo todo e que considera métricas da estrutura básica e funcional da assembleia de peixes, a exemplo da composição e riqueza, grupos tróficos e abundância de peixes. Algumas dessas métricas são adaptadas do IIB original (Karr, 1981) e outras adaptadas às características particulares da área estudada (Araújo, 1998).

No Brasil, o índice tem sido utilizado principalmente na região de Mata Atlântica (Casatti et al., 2009; Terra et al., 2013; Cetra e Ferreira, 2016). Para outros biomas como a Amazônia, existem poucos estudos com adaptações do IIB (Petesse et al., 2016; Prudente et al., 2018). Isso ocorre devido à região Amazônica apresentar um sistema de dinâmica complexa tornando difíceis as adaptações das métricas (Petesse et al., 2016). No entanto, se adaptado com eficiência, o índice pode ser uma ferramenta promissora para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos amazônicos e gerar informações relevantes para responder as questões de manejo, podendo ser chave para o

desenvolvimento e manutenção de políticas de manejo dos recursos biológicos (Ruaro e Gubiani, 2013). Neste contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a qualidade ambiental de lagos manejados a partir do Índice de Integridade Biótica (IIB), considerando atributos das assembleias de peixes.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

As ilhas constituídas em áreas de várzea amazônica são formadas pelo acúmulo de sedimentos (Sioli, 1951) e abrigam uma complexidade de lagos em seu interior. Os lagos possuem dimensões relativamente pequenas, localizando-se próximos uns aos outros, mas separados por áreas de restingas, mantendo conexão no período de águas altas (Lowe-McConnell, 1999). Similares a outros lagos sofrem influência do transbordamento das águas do canal principal do rio Solimões, mantendo uma única extensão alagada no período chuvoso e retrocedendo de tamanho quando as chuvas cessam, o que ocasiona o isolamento de cada unidade. Nesta pesquisa, a avaliação da qualidade ambiental foi realizada em seis lagos, pertencentes a diferentes categorias de manejo, na Ilha da Paciência, município de Iranduba - AM (Figura 1) ($3^{\circ}18'38,09''\text{S}$ e $60^{\circ}13'13,04''\text{W}$), em uma representação de dois lagos por categoria (Tabela 1).

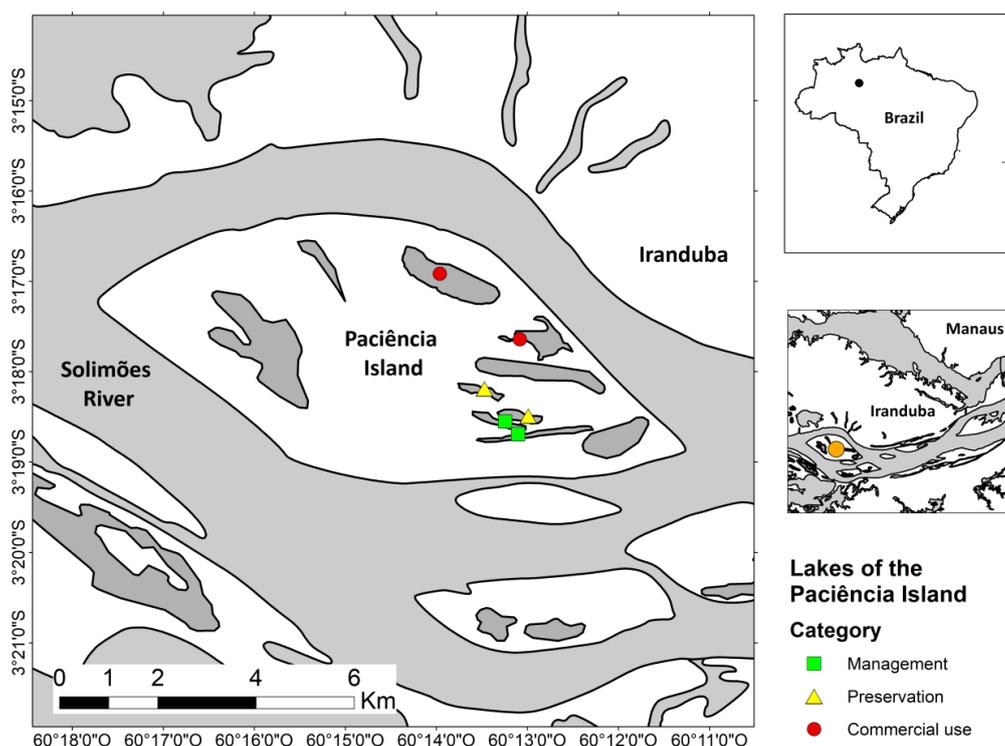


Figura 1. Área de estudo representando a localização dos lagos na Ilha da Paciência – Iranduba – Amazonas.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos lagos e suas respectivas categorias de manejo em área do baixo rio Solimões, Ilha da Paciência - Amazonas.

Lagos	Coordenadas latitude	Coordenadas longitude	Categorias
Sacambú	3°18'46"S	60°13'19"O	Manejo
Preto	3°18'33,0"S	60°13'09,5"O	
Cacau	3°18'32,9"S	60°12'54,1"O	Preservação
Baixo	3°18'09"S	60°13'35,4"O	
Piranha	3°16'57,3"S	60°13'20,0"O	Uso comercial
Poção	3°18'53,1"S	60°11'10,5"O	

2.2. Amostragem e identificação das espécies

Foram realizadas cinco coletas de peixes, das quais quatro ocorreram em 2017 durante uma fase completa do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca) e uma em 2018 referente à época de enchente. Em cada lago, foram utilizadas duas baterias de redes, totalizando 12 redes de emalhar, por coleta, com tamanho padronizado de 15 m de comprimento por 2 m de altura, e tamanho de malha variando de 30 a 120 mm entre nós adjacentes. As malhadeiras permaneceram em cada lago, por um período de oito horas na água, divididos em dois períodos crepusculares, das 5h00 às 9h00 pela manhã, e das 17h00 às 21h00 pela tarde/noite. Posterior a cada intervalo de tempo ocorreram as despescas.

Os peixes coletados foram separados em sacos plásticos, conforme seu ponto de coleta, triados e identificados ainda em campo de acordo com chaves dicotômicas de referência. Exemplares que não foram possíveis identificar em campo preservou-se em solução de formalina (10%) e transportou-se para o laboratório de Ecologia Pesqueira da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) onde a identificação foi realizada com auxílio de chaves de referência e apoio de especialistas da área.

2.3. Análise dos dados

A análise das métricas seguiu a metodologia proposta por Petesse et al. (2016), os quais avaliaram a integridade biótica de lagos de várzea na Amazônia. Para análise das informações referente à estrutura trófica, foram utilizados dados do levantamento bibliográfico encontrados em Mérona e Rankin-de-mérona (2004), Santos et al. (2006),

Soares et al. (2008), Santos (2009), Queiroz et al. (2013), Rokpe et al. (2013) e Fishbase (2018). As informações referentes aos atributos da assembleia de peixes foram analisadas para os cálculos parciais das métricas e para a adaptação do IIB final.

A qualidade ambiental foi avaliada utilizando índice multimétrico, o qual constitui um conceito mais recente para determinar a qualidade do ambiente (Ibarra, 2005). O Índice de Integridade Biótica (IIB) é composto por três categorias de atributos ecológicos:

1. Riqueza e composição de espécies:

A composição é a medida qualitativa das espécies presentes em cada sistema (lagos de preservação, lagos de manejo e lagos de uso comercial). A riqueza é a medida quantitativa das espécies presentes nos lagos de preservação, manejo e uso comercial; e para a diversidade foi calculado o índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') proposto por Shannon e Weaver (1949).

2. Abundância numérica (N):

A abundância é a análise quantitativa dos indivíduos capturados em cada sistema (lagos de preservação, lagos de manejo e lagos de uso comercial). Dentre as métricas de abundância, considerou equitabilidade, calculada pelo Índice de equitabilidade de Pielou (J') proposto por Pielou (1966); e dominância, calculada pelo Índice de dominância de Berger-Parker (d) de acordo com Berger e Parker (1970).

3. Estrutura trófica

As métricas que integraram a estrutura trófica da assembleia foram: percentual de espécies onívoras, detritívoras, piscívoras, herbívoras, insetívoras e planctívoras.

O aumento na proporção de onívoros pode indicar que o ambiente possui baixa qualidade ambiental, já uma proporção elevada de detritívoros, carnívoros/piscívoros, herbívoros, insetívoros e planctívoros indica uma comunidade saudável e diversificada, com boa integridade biótica, uma vez que são grupos especializados e qualquer alteração no ambiente poderá levar a perda das espécies que possuem alimentação específica (Karr et al., 1986; Araújo, 1998). Neste trabalho, a classificação trófica das

assembleias foi feita de acordo com as informações consideradas em materiais publicados e não publicados comparando-os exaustivamente para classificação das espécies em seus grupos tróficos. Os grupos tróficos a serem considerados estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação e descrição dos grupos tróficos.

Grupos tróficos	Descrição
Onívoro	Compreendem espécies sem dieta particularmente especializada, porém com ingestão clara de itens de origem animal e vegetal.
Herbívoro	Compreendem espécies onde a dieta é constituída pelo predomínio de restos de vegetais. Fazem parte dessa categoria as espécies que se alimentam de algas, frutos, sementes, herbáceas aquáticas, por exemplo.
Detritívoro	Compreendem espécies especializadas no uso de recursos alimentares particulados associados ao fundo, alimentando-se matéria orgânica particulada grossa e matéria orgânica particulada fina.
Insetívoro	Compreendem espécies com predomínio de insetos na dieta.
Invertívoro	Compreendem espécies com dieta especializada constituída por invertebrados, com exceção dos insetos.
Planctívoro	Compreendem espécies com predomínio especialmente de zooplâncton e fitoplâncton na dieta.
Piscívoros	Compreendem espécies com dieta composta por peixes, podendo ser peixes inteiros ou parte deles, como escamas e nadadeiras.

2.3.3. Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para os lagos manejados

2.3.3.1. Locais de referências

Ambientes de referência são locais livres de impactos ambientais decorrentes de influência antrópica, poluição, desmatamento ou exploração dos recursos naturais. Ou seja, é um ambiente capaz de abrigar uma comunidade biótica em condições prístinas ou próximas da condição natural, sem grandes efeitos de perturbações (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008).

O termo “condição de referência” tem sido amplamente discutido nos trabalhos de integridade ambiental tendo em vista que existem diversos significados para se determinar a condição de referência (Whittier et al., 2007), podendo ser considerado a condição histórica do local, condição menos perturbada, condição minimamente perturbada como em função de características da água, geologia, clima, solo, vegetação ou uso da terra (Ruaro e Gubiani, 2013). Neste trabalho, foi considerado o termo “condição de referência” para a integridade biológica ou a naturalidade da biota, isto é,

ausência de perturbação humana significativa.

Os locais de referência, preferencialmente, devem ser localizados na mesma região na qual será realizado o estudo de qualidade ambiental de modo que esses locais possibilitem a comparação das métricas selecionadas. Os valores obtidos para cada uma das métricas nos ambientes testes serão comparados com os valores obtidos para cada métrica do local de referência. A condição verificada nos locais testes deverá ter equivalência com a condição dos locais de referência para ser considerada com boa integridade.

Os lagos de preservação foram utilizados como condição de referência pela ausência de locais de referência na região para o sistema de manejo. Esses lagos são estabelecidos no sistema de manejo como lagos com proibição de pesca. Além disso, eles estão localizados no interior da ilha, distantes do canal principal do rio Solimões e, portanto, assumidos como minimamente impactados por atividades antrópicas.

2.3.3.2. Seleção das métricas

A adaptação do IIB para os lagos manejados seguiu a metodologia de Petesse et al. (2016) que utilizaram 20 métricas para avaliar a qualidade dos ambiente de várzea no trecho inferior do rio Solimões. Porém, no presente estudo, dentre as métricas utilizadas pelos autores, retirou-se aquela referente ao número de espécies não-nativas por não ser indicativa na região de estudo, e acrescentou-se outras quatro métricas (número de cichlidae, abundância piranhas, abundância de branquinhas e abundância de sardinhas) para serem testadas, totalizando 23 métricas. O conjunto de métricas está descrito abaixo:

Riqueza e composição de espécies

1. Número total de espécies: considerada uma medida de diversidade biológica, indica que ambientes com boa qualidade comportam uma maior riqueza de espécies (Hughes e Oberdoff, 1999);
2. Número de espécies com moderada/alta vulnerabilidade: avalia quantitativamente a importância de espécies com vulnerabilidade moderada ou alta nos lagos estudados seguindo o critério de Strona (2014) e Petesse et al. (2016). As informações de vulnerabilidade estão disponíveis em www.fishbase.org (2018).

3. Número de ordens: é esperado que o total de ordens seja maior em ambiente com boa qualidade;
4. Número de famílias: é esperada uma maior quantidade de famílias em ambiente com boa qualidade;
5. Número de Characiformes: essa métrica foi utilizada seguindo o critério de Petesse et al. (2016) para indicar condições de baixa qualidade. Para ambientes tropicais, os Characiformes possuem ampla distribuição sendo, portanto, uma métrica representativa da assembleia de peixes da várzea.
6. Número de Siluriformes: com essa métrica pode-se avaliar as condições do habitat bentônico, uma vez que alguns grupos de peixes Siluriformes são característicos de ambiente de fundo e, ao fazer migração vertical para a região bento-pelágica, podem ser capturados. Dessa forma, Siluriformes bento-pelágicos foram utilizados para substituir as espécies “darter” utilizadas por Karr (1981).
7. Número de Perciformes: é indicativa de degradação dos ambientes da coluna d’água. Além disso, essa métrica é usada como alternativa ao número de espécies de “sunfish” nas adaptações das métricas para os ambientes tropicais e subtropicais (Hughes e Oberdorff, 1999), em substituição aos Centrarchideos, grupo originalmente proposto por Karr (1981), uma vez que esses não possuem distribuição para o Brasil. Assim, de acordo com o critério de Petesse et al. (2016) é esperada maior riqueza de Perciformes em ambientes com baixa qualidade;
8. Número de Cichlidae: os ciclídeos são sugeridos por Hocutt et al. (1994) e Hugueny et al. (1996) nas avaliações de alterações ambientais para a região tropical, pois se trata de um grupo que vive na coluna d’água e ao mesmo tempo são indicadoras das condições da margem, visto que usam esse ambiente para desova (construção de ninhos), indicando assim, sinais de degradação nestes ambientes. Dessa forma, essas espécies vivem nas bordas estruturadas e desenvolvem seus nichos nesses locais (Hughes e Oberdorff, 1999), representando boa qualidade do ambiente;
9. Número de espécies onívoras: elevadas proporções de espécies onívoras tendem a indicar ambientes com baixa qualidade, isso ocorre porque os onívoros têm a capacidade de mudar sua dieta conforme alterações no ambiente. Porém, para ambientes de várzea, elevadas proporções de onívoros podem indicar resultado da plasticidade alimentar;

10. Número de espécies carnívoras (piscívoras): espécies predadoras tendem a estar presentes em maior proporção em ambientes não degradados. Assim, a presença de predadores indica um ambiente com boa qualidade;

Categoria trófica

11. Porcentagem de indivíduos onívoros: com essa métrica pretende-se avaliar alteração na cadeia alimentar. Onívoros tendem a se nutrir de plantas e animais ou mudam a dieta conforme a disponibilidade alimentar. Dessa forma, é esperada uma maior proporção (abundância) de onívoros em ambientes com baixa qualidade;

12. Porcentagem de indivíduos detritívoros: com essa métrica avalia-se a importância das espécies com dieta especializada, uma vez que grupos especialistas refletem boa qualidade ambiental;

13. Porcentagem de indivíduos herbívoros: é avaliada a importância das espécies com dieta especializada, assim, os herbívoros representam ambientes com boa qualidade;

14. Porcentagem de indivíduos insetívoros: com essa métrica pretende-se avaliar a importância das espécies com dieta especializada, assim, os insetívoros sinalizam ambientes com boa qualidade;

15. Porcentagem de indivíduos piscívoros: esse grupo é representado por indivíduos cuja abundância aumenta em ambientes com boa qualidade;

16. Porcentagem de indivíduos planctívoros: essa métrica também indica a importância das espécies com dieta especializada, assim, os planctívoros tendem a indicar boa qualidade ambiental;

Abundância

17. Abundância de sardinhas: as sardinhas são representantes do hábito alimentar onívoro, isso significa que possuem dieta generalista. Logo, alta de sardinhas abundância (número de indivíduos) pode indicar que o ambiente apresenta possível situação de degradação, uma vez que alta abundância de indivíduos generalistas reflete a baixa qualidade do ambiente (Araújo, 1998);

18. Abundância de piranhas: considerando que os carnívoros/piscívoros são sensíveis aos impactos no ambiente, as piranhas foram os carnívoros com maior proporção nos lagos estudados. Logo, com essa métrica será avaliado se ambientes de boa qualidade, supostamente, possuem uma maior abundância de piranhas (número de indivíduos). As

espécies de piranhas que representaram a métrica foram: *Pygocentrus nattereri*, *Serrasalmus maculatus* e *S. altispinis*;

19. Abundância de branquinhas: essa métrica foi representada pelas espécies *Psectogaster rutiloides*, *Potamorhina latior* e *P. altamazonica*, e foi considerada pelo fato dessas espécies representarem o grupo de detritívoros (especialista) com maior proporção em ambientes de várzea;

20. Número total de indivíduos: com essa métrica pretende-se avaliar se ambientes supostamente de boa qualidade ambiental suportam um número elevado de indivíduos;

21. Número total de indivíduos com moderada/vulnerabilidade: a métrica representa o número de indivíduos sensíveis ou vulneráveis à degradação ambiental nos lagos estudados. O número de indivíduos vulneráveis tende a aumentar conforme o ambiente apresenta boas condições de integridade;

22. Dominância: com essa métrica avalia-se o aumento da abundância relativa das espécies tolerantes à degradação ambiental. Portanto, em um ambiente não degradado, o percentual esperado de dominância deve ser baixo;

23. Equitabilidade: a justificativa para a utilização dessa métrica é que ambiente com boa qualidade possui espécies com equilibradas proporções de abundância.

2.3.3.3. Teste das métricas

O primeiro procedimento para a seleção das métricas foi utilizar três testes em sequência: 1) teste de intervalo das métricas; 2) teste de sensibilidade das métricas e 3) teste de redundância das métricas seguindo a metodologia de Petesse et al. (2016).

Com o teste de intervalo foi possível avaliar a distribuição dos valores brutos total de cada métrica. Foi verificada a diferença entre o máximo e o mínimo da distribuição dos valores e, quando a diferença foi menor que quatro, a métrica não possuía variabilidade (Petesse et al., 2016). Para as métricas que apresentaram valores iguais ou semelhantes entre si, foi utilizado o critério dos 75% dos valores, que corresponde ao cálculo de porcentagem dos valores iguais, conforme a fórmula: $(n/N \text{ total} \times 100)$, onde; n= número de valores iguais na métrica; N total= número de amostra total). Se a porcentagem calculada era superior que 75%, a métrica não possuía variabilidade e provavelmente não distinguiria entre locais de referência e locais testes. Para as métricas “% de indivíduos insetívoros, % de indivíduos planctívoros e abundância de branquinhas”, foi utilizado o critério de 75% dos valores iguais. As

métricas de equitabilidade e dominância foram transformadas em porcentagens para ser aplicado o mesmo critério das demais métricas.

O teste de sensibilidade foi feito utilizando análise gráfica do tipo “box plot” seguindo o critério de sensibilidade descrito por Barbour et al. (1996) e Hughes et al. (1998). O teste avalia a capacidade da métrica em discriminar entre lagos de referência e de lagos testes observando o grau de sobreposição de quartis e medianas de forma que, quanto maior a sobreposição, menor a sensibilidade da métrica, ou seja, menor a capacidade de distinguir entre áreas de referência e áreas impactadas.

Com o teste de redundância foi possível avaliar se as métricas possuíam informações redundantes, uma vez que métricas altamente correlacionadas pouco respondem na avaliação da integridade ambiental (Seegert, 2000). Esta análise foi realizada utilizando o coeficiente de correlação de Spearman, gerando uma matriz de correlação entre os pares de métricas que passaram no teste anterior (Tabela 3). No caso de pares de métricas com coeficiente igual ou maior que 0.80, a mais correlacionada seria excluída do cálculo do índice final (Petesse et al., 2016).

2.3.3.4. Pontuação das métricas: locais de referência

Nos lagos de referência, foi usado como corte superior o percentil 65° e o corte inferior o percentil 32°. A escolha dos percentis foi adaptada de Petesse et al. (2016), considerando uma abordagem conservativa e admitindo que para algumas métricas, no ponto de referência pode ter uma menor qualidade. Uma vez estabelecidos os níveis de cortes, os mesmos são válidos para todas as métricas.

Os valores correspondentes aos percentis 65° e 32° de cada métrica nos lagos de preservação foram utilizados como condição de referência para o estudo e o valor da mediana foi utilizado para comparar com os percentis e pontuar as métricas. Dessa forma, o critério para referência foi baseado nos valores de percentis e para a pontuação foi baseado no valor de mediana com o objetivo de minimizar qualquer influência que poderia existir na pontuação das métricas para os lagos de preservação, uma vez que a categoria serviu de referência e teste para o estudo.

Para cada métrica foi atribuída a pontuação de zero (situação de maior impacto e baixa qualidade ambiental) e 10 (menor impacto e alta qualidade ambiental). Para as métricas que representaram boa qualidade, o percentil 65° correspondeu à pontuação 10; e o percentil 32° correspondeu à pontuação zero. Para as métricas que representaram

baixa qualidade, a saber, porcentagem de onívoros e abundância de sardinha, o valor do percentil 65° correspondeu à pontuação zero e o valor do percentil 32° correspondeu à pontuação 10.

2.3.3.5. Pontuação das métricas: locais testes

O valor da mediana de cada métrica determinou a pontuação nos lagos testes ao ser comparando com os valores de cortes (superior e inferior) do local de referência.

Para cada métrica foi atribuída uma pontuação contínua de zero a 10. A pontuação das métricas foi dada da seguinte forma: para as métricas que representaram boa qualidade, se o valor da mediana esteve acima do valor de 65% do lago de referência, a pontuação foi 10. Se o valor da mediana dos lagos de testes esteve abaixo do valor de 32% do valor observado nos lagos de referência, a pontuação foi zero. Para as métricas que representaram baixa qualidade, a pontuação foi invertida (Figura 2).

As métricas que possuíam valores de mediana entre os percentis, foram pontuadas da seguinte forma: para métrica que aumenta quando a qualidade do ambiente é boa, utilizou-se a fórmula: $(\text{valor observado} - \text{valor do } 32\%) / (\text{valor do } 65\% - \text{valor do } 32\%) \times 10$. Para métrica que aumenta quando a qualidade do ambiente é baixa, utilizou-se a fórmula: $(\text{valor do } 65\% - \text{valor observado}) / (\text{valor do } 65\% - \text{valor do } 32\%) \times 10$ (Figura 2).

Utilizamos a pontuação contínua de zero a 10 por entendermos que valores contínuos refletem realmente o valor da métrica, enquanto que a pontuação tradicional, em determinadas situações, pode mascarar o valor do índice final, uma vez que utiliza igual pontuação para métricas que receberão escores diferentes pelo critério de pontuação contínua. Ganasan e Hughes (1998) afirmaram que pontuações contínuas diminuem a mudança na pontuação quando os valores da métrica diferem em apenas uma unidade.

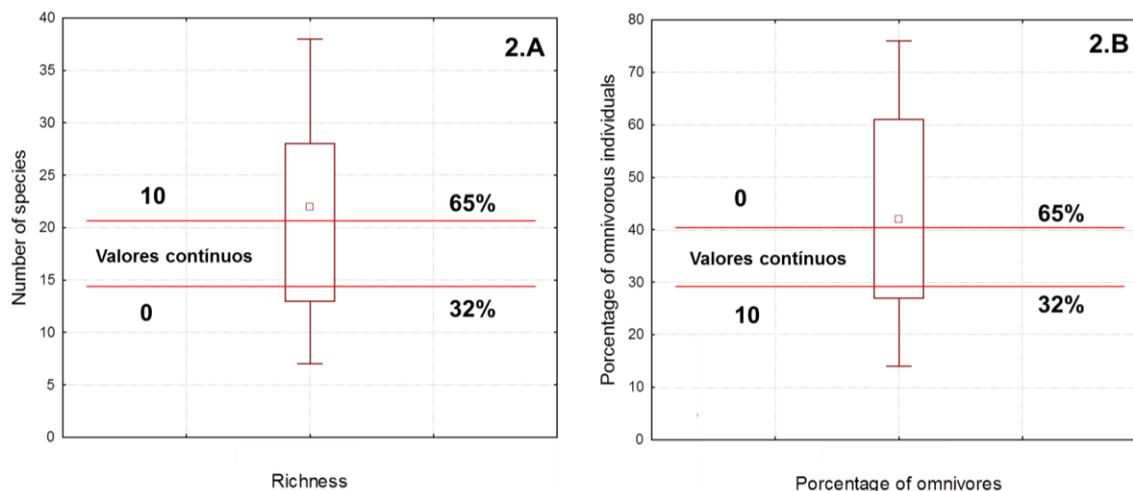


Figura 2. Exemplo de critério para atribuição das pontuações das métricas. 2.A) métrica no qual alto valor da mediana indica boa qualidade. 2.B) métrica no qual alto valor da mediana indica baixa qualidade.

2.3.4. Análise estatística dos dados

Para mostrar a distribuição dos valores de cada métrica para os lagos nas três categorias (preservação, manutenção e uso pela pesca comercial) foi utilizada estatística descritiva. A distribuição dos valores das métricas foi baseada em informações de cinco coletas de dados.

A hipótese de que a qualidade ambiental dos lagos não é influenciada pelo sistema de manejo em lagos foi testada por meio da análise multivariada de Variância Permutacional (Permanova). Em seguida, foi aplicada uma Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS), baseada na distância de Manhattan, com o objetivo de visualizar graficamente a posição relativa dos lagos, assumidas como objetos, em função das métricas que integraram o Índice de Integridade Biótica, definidas como atributos. As análises foram realizadas no Software R, usando o pacote Vegan (R Core Team, 2018).

Como as métricas possuíam diferentes escalas, as mesmas foram padronizadas utilizando o método Z scores (Hair et al., 1995).

3. Resultados

3.1. Estrutura da ictiofauna

Foram coletados 4565 exemplares de peixes, distribuídos em seis ordens, 25 famílias e 113 espécies. A proporção entre as ordens confere aos Characiformes o grupo

com maior proporção (77,13%), seguido de Siluriformes (15,7%) e Perciformes (2,9%). Em relação às categorias de lagos, Characiformes foram mais capturados nos lagos de manejo (88,46%) e preservação (75,46%), enquanto que Siluriformes nos lagos de uso comercial (36,95%) (Figura 3).

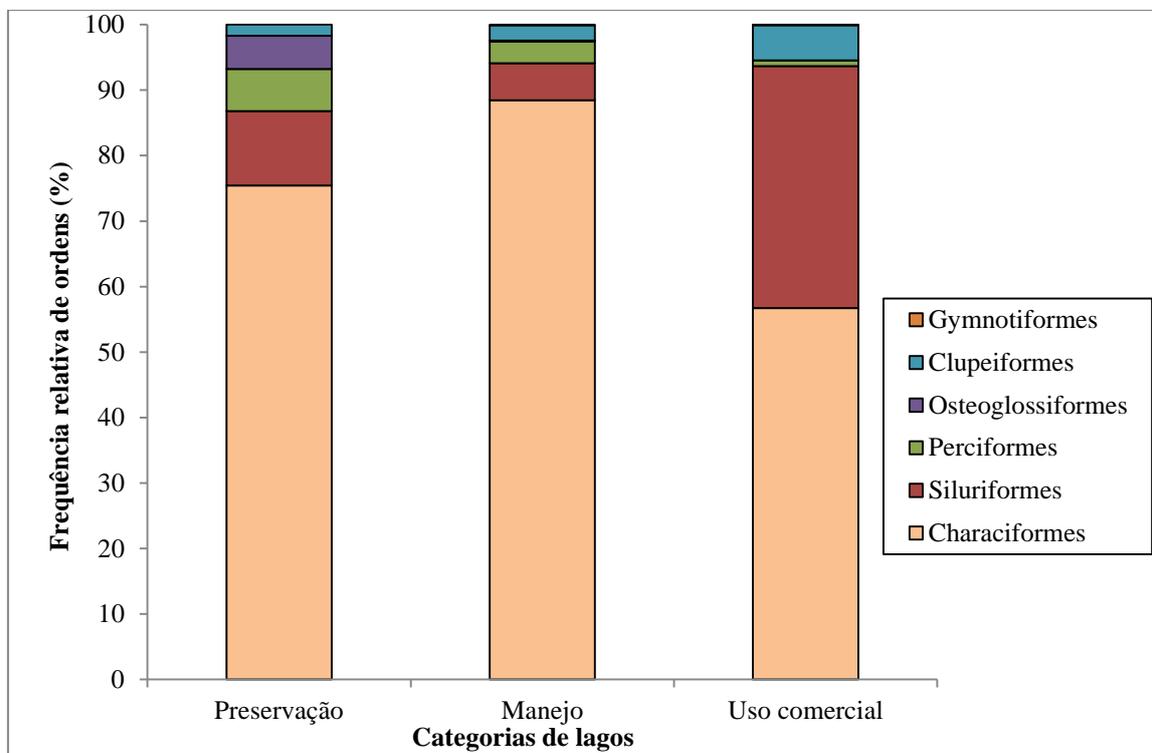


Figura 3. Frequência relativa de ordens para as três categorias de lagos.

Em relação às famílias, Curimatidae (22,39%), Triportheidae (21,51%) e Serrasalmidae (14,57%) foram mais abundantes. Dentre essas, Curimatidae e Serrasalmidae apresentaram maior proporção em lagos de manejo (52,8%) e preservação (43,3%) e Triportheidae e Pimelodidae nos lagos de uso comercial (50,25%) (Figura 4).

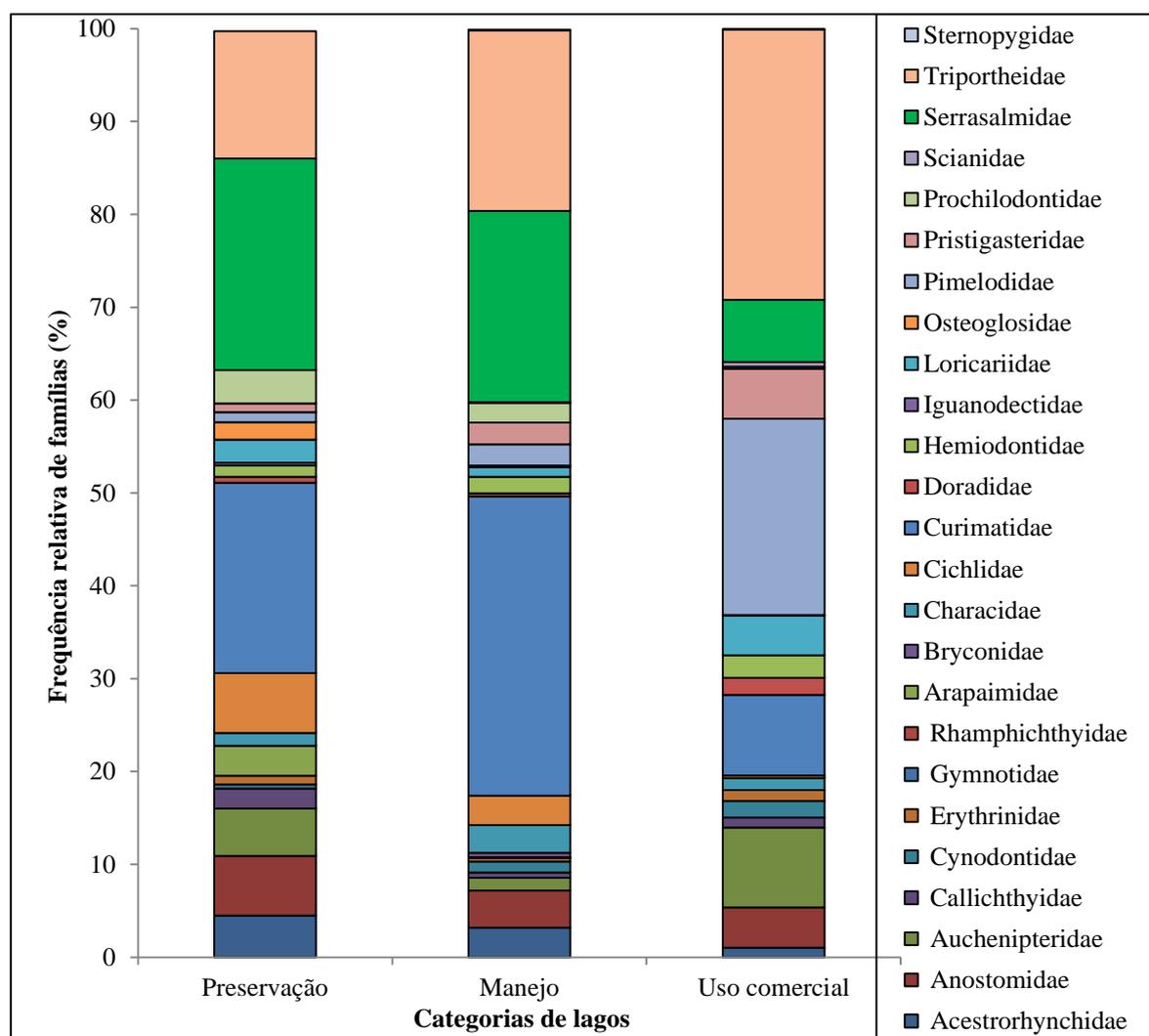


Figura 4. Frequência relativa das famílias para as três categorias de lagos.

Os lagos de manejo apresentaram maiores estimativas de riqueza de espécies, abundância numérica de indivíduos, ordens e famílias, seguidos dos lagos de uso comercial e lagos de preservação (Tabela 4). Já em relação aos índices ecológicos, o valor de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Berger-Parker (d) foram semelhantes entre as categorias, com menor observação das estimativas para lagos de uso comercial (Tabela 3).

Tabela 3. Estrutura da assembleia de peixes e índices ecológicos para as três categorias de lagos (S = riqueza; N = número de indivíduos; H' = índice de Shannon; J' = índice de Pielou; d = índice de dominância de Barger-Parker).

Categorias	Espécie	Ordem	Família	N	H'	J'	d
Preservação	63	5	20	651	3,34	0,85	0,12
Manejo	99	6	24	2253	3,31	0,77	0,12
Uso comercial	78	5	21	1361	3,12	0,75	0,19

3.2. Estrutura trófica

Espécies representadas pelas categorias tróficas onívora, carnívora e detritívora foram mais ricas e abundantes nos lagos submetidos ao sistema de manejo (Figura 5). Em lagos de uso comercial, a abundância de onívoros foi de 51,9% (S= 18). Em lagos de manejo, houve semelhança na proporção de peixes onívoros (S= 35; N= 39,6%) e detritívoros (S= 20; N= 36,3%). Em lagos de preservação, houve um padrão bem similar entre as três categorias tróficas, cada uma em torno de 29% de abundância, todavia a maior riqueza foi observada para a categoria trófica de onivoria (S= 20). As categorias tróficas com menor proporção foram invertívoros, planctívoros, e insetívoros (N= 6,01%) (Figura 5).

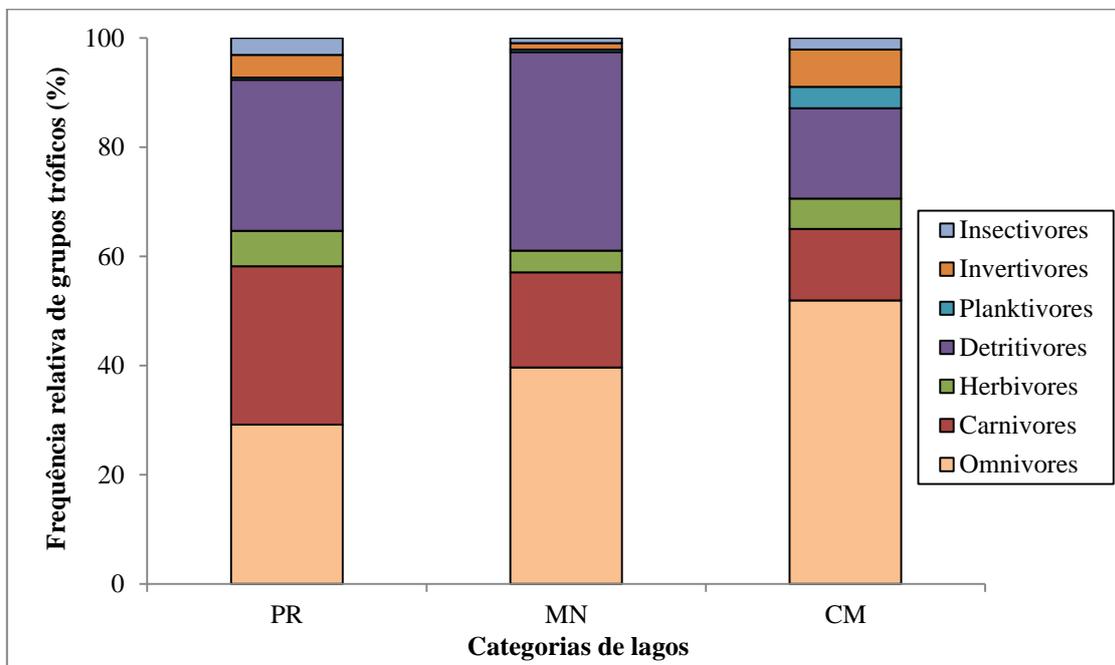


Figura 5. Estrutura trófica das assembleias de peixes por categorias de lagos manejados na ilha da Paciência, Iranduba - AM.

Para espécies *Charax gibbosus*, *Tympanopleura rondoni*, *Hypoptopoma incognitum*; *Pristigaster cayana* não foram encontradas referências bibliográficas em relação à sua classificação trófica. Por este motivo essas espécies não foram incluídas nos cálculos de proporções relacionadas às métricas de categorias tróficas, mas foram contabilizadas para as demais estimativas.

3.3. Adaptação do Índice de Integridade Biótica (IIB) para os lagos manejados

No teste de intervalo, as 23 métricas demonstraram possuir variabilidade e passaram no teste (Apêndice B). Das 23 métricas que passaram no teste de intervalo, apenas sete foram sensíveis para diferenciar locais de referência de locais testes, sendo elas: número de espécies de Siluriformes, riqueza de Cichlidae, porcentagem de indivíduos onívoros, porcentagem de indivíduos piscívoros, equitabilidade, abundância de sardinhas e abundância de piranhas. Os gráficos estão apresentados no Apêndice C. As sete métricas consideradas sensíveis foram avaliadas pelo teste de redundância e nenhuma delas foi considerada redundante já que não apresentaram coeficiente igual ou superior a 0.80 (Tabela 4). Portanto, todas foram incluídas para estimar o índice final.

Tabela 4. Matriz de correlação entre as métricas consideradas sensíveis. sp silur= número de espécies de Siluriformes; sp cichlid= riqueza de Cichlidae; % ind oniv= porcentagem de indivíduos onívoros; % ind pisciv= porcentagem de indivíduos piscívoros; abund sard= abundância de sardinhas; abund piranh= abundância de piranhas; equitab= equitabilidade.

	sp silur	sp cichlid	% ind oniv	% ind pisciv	abund sard	abund piranh	equitab
sp silur	1.00						
sp cichlid	-0.20	1.00					
% ind oniv	-0.16	0.06	1.00				
% ind pisciv	-0.40	0.01	-0.40	1.00			
abund sard	0.12	0.10	0.62	-0.53	1.00		
abund piranh	0.12	0.39	-0.24	0.12	-0.006	1.00	
equitab	-0.22	0.04	-0.32	0.69	-0.38	0.18	1.00

Para o cálculo final do índice, as pontuações parciais das métricas foram somadas, resultando em um IIB de zero (valor mínimo) a 70 (valor máximo) e norteando o status da qualidade dos lagos manejados em quatro classes de integridade, conforme a Tabela 5.

Tabela 5. Amplitude de valores para o Índice de Integridade Biótica. A descrição para o significado das classes de integridade foi baseada em Petesse et al. (2016).

Amplitude de valores	Classe	Significado
54-70	Excelente	Condição menos impactada ou sem interferência antrópica significativa na integridade do ambiente natural.
36-53	Bom	Sinais aparentes de interferência humana, mas o uso feito dos recursos é sustentável em termos do ambiente.
18-35	Regular	Sinais de presença humana são evidentes e efeitos negativos começam a aparecer.
0-17	Pobre	Presença humana é dominante e os efeitos negativos são evidentes.

As sete métricas selecionadas foram pontuadas comparando a mediana nos lagos testes e os valores de percentis do local de referência. A porcentagem de piscívoros encontrada nos lagos de preservação conferiu à categoria alta pontuação, enquanto que as demais categorias receberam pontuação mínima. As piranhas estiveram presentes nos lagos das três categorias, porém em maior abundância nos lagos de preservação e manejo, atribuindo pontuação máxima a essas duas categorias (Tabela 6).

A riqueza de Cichlidae encontrada nos lagos permitiu maiores pontuações para as categorias de preservação e manejo, enquanto que a categoria de uso comercial obteve pontuação mínima. Em relação aos Siluriformes, a riqueza encontrada para as três categorias permitiu a métrica obter pontuação máxima (Tabela 6).

Para equitabilidade, maiores valores foram verificados nos lagos de preservação e manejo e conseqüentemente a pontuação da métrica foi maior para esses lagos, enquanto que lagos de uso comercial obteve pontuação mínima. Já para as métricas de onivoria e sardinhas, ambas tiveram valores muito maiores para os lagos de uso comercial, conferindo a essas categorias pontuações mínimas. (Tabela 6).

As pontuações das sete métricas foram somadas em cada categoria de lagos e o índice respondeu com boa integridade biótica para lagos preservados, integridade biótica regular para lagos de manejo e qualidade ambiental pobre para a categoria de uso comercial (Tabela 6).

Tabela 3. Métricas, escores, pontuações e status de integridade biótica para as categorias de lagos manejado na ilha da Paciência (x= mediana para cada métrica nos lagos testes; M= mediana dos lagos testes; P= pontuação).

Métricas	Valores de referência		Preservação		Manejo		Uso comercial	
	0	10	M	P	M	P	M	P
Métricas que representam boa qualidade								
Porcentagem de indivíduos piscívoros	$x \leq 19$	$x \geq 31.85$	30.5	8.94	16.5	0	12	0
Abundância de piranhas	$x \leq 3.76$	$x \geq 8.70$	16	10	20	10	6	5.28
Número de espécies de Cichlidae	$x = 0$	$x \geq 2$	1.5	7.5	1.5	7.5	0	0
Número de espécies de Siluriformes	$x \leq 1$	$x \geq 2$	2	10	5	10	5	10
Equitabilidade	$x \leq 78.92$	$x \geq 88.10$	83	4.44	81.5	2.81	72.5	0
Métricas que representam baixa qualidade								
Porcentagem de indivíduos onívoros	$x \geq 27$	$x \leq 21.88$	26	2.42	40.5	0	54.5	0
Abundância de sardinhas	$x \geq 8.70$	$x \leq 5.64$	7	5.55	39	0	32	0
Índice final				48.85		30.31		15.28
Status				Bom		Regular		Pobre

A significância entre as categorias de lagos observada por meio da Análise multivariada de Variância Permutacional (Permanova) gerada em função das métricas do IIB revela que a qualidade ambiental difere entre as categorias de lagos ($p= 0.02222$; $R^2= 0.79232$; pseudo-F= 15.26; Df= 1; 4; 719 permutações). Desse modo, rejeitamos a hipótese de que a qualidade ambiental dos lagos não é influenciada pelo sistema de manejo em lagos. A análise nMDS mostra a separação entre lagos de preservação das categorias de manejo e de uso comercial, formando assim pelo menos dois grupos: um pelos lagos de preservação (Baixo e Cacau) e outro pelos lagos de manejo (Sacambú) e de uso comercial (Poção e Piranha). É possível observar que a variação das métricas “% de indivíduos piscívoros e abundância de piranhas” está direcionada aos lagos de preservação indicando maior presença dos grupos nestes lagos. Em contrapartida, a variação das métricas “abundância sardinhas” e “riqueza de Cichlidae” cresce em direção aos lagos de uso comercial e manejo. As métricas “equitabilidade” e “riqueza de Siluriformes” possuem uma tendência de variação em direção ao lago de manejo 1 (Figura 6).

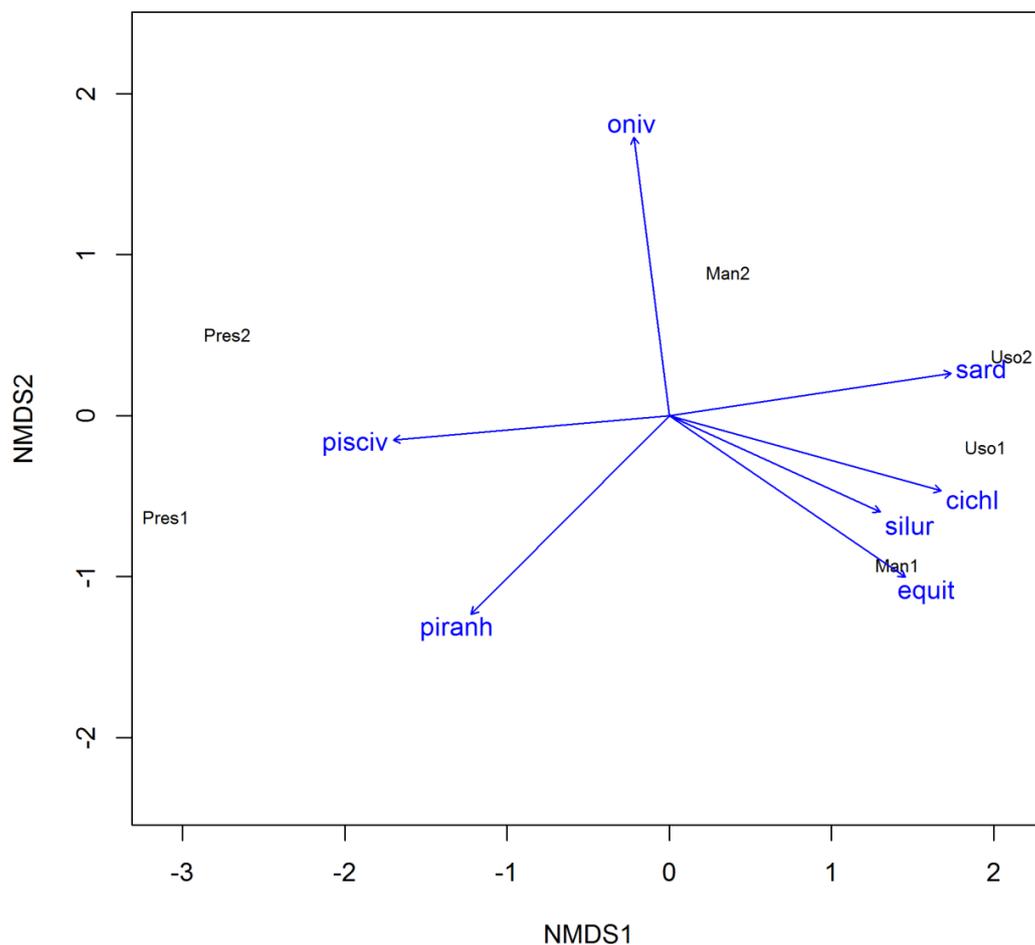


Figura 6. Análise multivariada nMDS mostrando a posição dos lagos em função das métricas selecionadas para o Índice de Integridade Biótica. Pres 1 e 2= preservação; Man 1 e 2= manejo; Uso 1 e 2= uso comercial.

4. Discussão

Este estudo investigou a qualidade ambiental de lagos manejados na região do baixo rio Solimões, estado do Amazonas, a partir da composição e estrutura das assembleias de peixes. O Índice de integridade Biótica (IIB) demonstrou ser eficiente para detectar efeitos na qualidade ambiental considerando métricas de riqueza, grupos tróficos e abundância.

Lagos de preservação, classificados com boa qualidade ambiental, apresentaram uma comunidade integrada, equilibrada e adaptada em termos de composição, estrutura trófica e abundância de indivíduos, com destaque principalmente para as métricas de grupos tróficos. A estrutura trófica da assembleia de peixes tem sido amplamente utilizada como indicador de degradação do ambiente aquático (Karr, 1981; Oberdorff e Hughes, 1992), uma vez que as métricas de grupos tróficos avaliam mudanças nos processos ou nas funções ecológicas do ambiente. Dessa forma, alterações na qualidade do ambiente refletem a disponibilidade de recurso e a dinâmica trófica das assembleias de peixes (Ganasan e Hughes, 1998).

A porcentagem de indivíduos piscívoros e abundância de piranhas foram determinantes para a qualidade ambiental em lagos de preservação. Os predadores são indicadores importantes da saúde dos ambientes aquáticos, uma vez que sua presença representa um ambiente com uma rede trófica melhor estruturada (Karr et al., 1986; Araújo, 1998; Ganasan e Hughes, 1998). Os predadores possibilitam que espécies de vários níveis tróficos possam coexistir no ambiente (Paine, 1966), pois ao controlar a abundância de presas no ambiente, asseguram o equilíbrio no uso do recurso alimentar pelas espécies (Macedo et al., 2015).

Os carnívoros foram indicadores de boa qualidade ambiental em lagos de várzea amazônica, no estudo de Petesse et al. (2016), reforçando a ideia de que o grupo é indicador de boa qualidade nestes tipos de ambientes. Desse modo, deduz-se que essa métrica pode ser considerada primordial nas avaliações de integridade biótica para ambientes de várzea na Amazônia.

Outro grupo determinante para a qualidade de lagos, e que foi adicionado como métrica no presente estudo, e deve ser levado em consideração em avaliações de

integridade biótica para ambientes de várzea, é o de piranhas, aqui representadas por *Serrasalmus maculatus*, *S. altispinis* e *Pygocentrus nattereri*, espécies de piranhas mais abundantes nos lagos. A composição nos lagos de preservação é favorecida principalmente por espécies predadoras como *Serrasalmus maculatus* e *S. altispinis*. A presença dessas espécies em alta abundância nos lagos de preservação é fortemente influenciada pela variável ambiental transparência, a qual favorece a acuidade visual dos predadores e facilita a captura de suas presas (Silva, 2017) regulando assim, a estrutura trófica do ambiente. Além disso, a ausência de impacto por pesca favorece as espécies predadoras em termos de reprodução e sobrevivência ao longo das diferentes fases da vida, podendo a presença delas, contribuir para a permanência das demais espécies no local.

Os lagos de preservação e de manejo tiveram ainda como importante indicador a presença dos ciclídeos. De acordo com Plafkin et al. (1989) e Barbour et al. (1996), é esperado aumento na riqueza de peixes em ambientes preservados, indicativo esse presente no estudo uma vez que foi encontrado grande riqueza de ciclídeos nos lagos preservados. Os ciclídeos são caracterizados por possuírem baixa taxa de fecundidade, o que pode significar uma menor taxa de recuperação populacional quando comparado a outros grupos que possui elevada fecundidade (Ruffino e Isaac, 1995; Winemiller, 1989). Dessa forma, a maior riqueza de ciclídeos para lagos de preservação e manejo pode indicar que este grupo é sensível ao ambiente com efeito de pesca, já que as categorias de lagos de preservação e manejo, onde foram encontradas maiores riqueza de ciclídeos, possuem como característica, a ausência ou baixa frequência da atividade pesqueira, respectivamente. Dessa forma, essa métrica confirma o status de ambiente com boa qualidade para lagos submetidos ao sistema de manejo.

Além disso, os ciclídeos refugiam-se próximo a áreas de vegetação, possuindo uma forte relação com este ambiente (Winemiller et al., 1995) e quando adultos passam a viver em coluna d'água (Zaret, 1977), utilizando o ambiente de vegetação para a construção de ninhos e predação (Machado, 2003). Isso significa que os lagos de preservação e manejo, onde foram encontrados maior riqueza de ciclídeos, possuem características de ambientes preservados e condições ambientais semelhantes com vegetação de borda estruturada para abrigar essas espécies.

A métrica de riqueza de Siluriformes, também foi considerada positiva para lagos de preservação e manejo, garantindo alta pontuação no IIB para ambas as categorias. Porém, foi observado um padrão de organização da ordem para lagos de uso

comercial. Este resultado explica a importância das categorias de lagos no sistema de manejo, já que lagos de que estão localizados mais internamente como os lagos de preservação e manejo possui uma maior similaridade na composição da ictiofauna e lagos que estão mais próximo do canal do rio, que em geral são destinados à pesca apresentam mudanças na composição da ictiofauna, com predomínio de Characiformes e Siluriformes (Silva, 2017).

Em termos de abundância, a equitabilidade revelou que lagos de manejo e de preservação possuem maior equidade na abundância das espécies do que lagos de uso comercial. A equitabilidade positiva está associada a um maior padrão de diversidade e menor padrão de dominância verificado para esses lagos, o que viabiliza a capacidade de manutenção e suporte de assembleias de peixes no ambiente (Karr, 1981). O alto valor de equitabilidade pode ser indício de que esses ambientes apresentam boa conservação, como resultado de um sistema de manejo efetivo em termos de proteção da biodiversidade. Situação contrária ao encontrado para lagos de uso comercial, onde a pescaria é permitida e estabelecida pelo sistema de manejo, como estratégia para coibir a invasão dos pescadores aos lagos mais internos (lagos de preservação e manejo), e estabelecendo uma forma de uso “controlada” no uso dos recursos e do ambiente (Nolan et al., 2009).

Nos lagos de uso comercial foi ainda verificado que a proporção de onívoros foi muito maior do que nos lagos de preservação. Essa métrica é utilizada como indicador de baixa qualidade do ambiente (Karr, 1981; Araújo, 1998; Araújo et al., 2003; Bozzetti e Schulz, 2004; Pinto e Araújo, 2007; Costa e Schulz, 2010; Ferreira e Andrade, 2012; Cetra e Ferreira, 2016; Petesse et al., 2016), fato que deve-se à alta tolerância do grupo a locais com condições ambientais pobres, que significa um perfil generalista no uso do ambiente (Sousa et al., 2011). O status de qualidade regular, nos lagos de manejo; e pobre, nos lagos de uso comercial pode ser reflexo da alta proporção de onívoros, a exemplo das sardinhas, que foram muito abundantes nos lagos de uso comercial. Para a categoria de lago de uso comercial ainda foi verificado maior padrão de dominância de peixes, o que pode se sustentar pela presença de sardinhas que normalmente vive em cardume.

Além disso, a sazonalidade e a conectividade são fatores fundamentais na integridade biótica em áreas de planícies inundadas (Agostinho et al., 2007) e influenciam fortemente à estrutura trófica das comunidades (Winemiller, 1989; Godinho et al., 2007). A conexão dos lagos de uso comercial com o canal do rio Solimões, no

período de águas altas, é favorecida pela proximidade dos dois biótopos que constituem de forma paisagística, um único ambiente alagado. Essa dinâmica podem provocar mudanças na qualidade e disponibilidade de recursos alimentares e favorecer a presença dos onívoros, como as sardinhas que apresentaram elevada abundância, o que provavelmente contribuiu para a classificação de baixa qualidade nos lagos de uso comercial.

A oferta alimentar nesses lagos pode estar associado com a disponibilidade de recursos alóctones no período de águas altas (Goulding, 1980; Claro-Jr. et al, 2004; Yamamoto et al., 2004), que são favoráveis para espécies migradoras e formadoras de cardume que usam o ambiente para se alimentar (Cox-Fernandes e Petry, 1991), especialmente as que são mais generalistas na sua forma de consumo. Além disso, a presença humana em decorrência da pesca comercial pode ser um fator que contribui para mudanças na qualidade do ambiente, favorecendo a função trófica de espécies onívoras, em ambientes com possíveis estabelecimentos de degradação. Já espécies especialistas, como os piscívoros, teriam mais dificuldades de se estabelecer, podendo se tornar raras ou desaparecer diante de uma condição de maior impacto (Ferreira e Casatti, 2006).

Dessa forma, as espécies generalistas (onívoros), diante de um cenário de baixa qualidade, podem atuar como dominantes e exercer uma maior influência sobre a estrutura e o funcionamento do ambiente (Lamberti, 1996; Usio, 2010). O status de baixa qualidade, nesses lagos, pode ser atribuído ao fato de que nesses lagos é permitido o acesso de usuários na pescaria, o que pode favorecer a interferência humana e refletir nos recursos pesqueiros e na qualidade ambiental.

Portanto, o sistema de manejo que é realizado na ilha da Paciência revela-se eficiente na sua condução, fortalecendo o status de boa qualidade ao ambiente. Isso quer dizer que lagos de preservação, onde não há impacto da pesca, a qualidade do ambiente favorece a manutenção das assembleias de peixes; em lagos de manejo, a pesca de subsistência e a presença dos comunitários (impacto antrópico) nos lagos podem ser o fator responsável pelo status de qualidade regular da categoria; enquanto que lagos de uso comercial, que permite o acesso liberado à pesca comercial pode provocar mudanças na qualidade do ambiente e refletir na dinâmica dos processos ecológicos.

Dessa forma, o monitoramento contínuo desse tipo de sistema de gestão se mostra eficiente, e reflete a importância de se preservar os recursos biológicos e o sistema como um todo. Além disso, esses resultados podem contribuir para a tomada de

decisões quanto ao estabelecimento de novos ambientes voltados ao sistema de manejo de lagos.

5. Conclusão

Os resultados desta pesquisa evidenciaram que o sistema de manejo na ilha da Paciência, ainda que empregado recentemente, é efetivo em seu papel de conservação dos recursos bióticos, contribuindo para a qualidade do ambiente como um todo. Os resultados permitiram afirmar que, para o sistema de manejo avaliado, lagos de preservação apresentam melhor qualidade do que lagos de manejo e uso comercial. Tal proposição se confirma por meio da resposta da ictiofauna.

O IIB demonstrou ser uma ferramenta eficiente para avaliar a qualidade ambiental em lagos manejados na Amazônia, já que as métricas selecionadas refletiram as diferentes formas de uso dos lagos, indicando integridade dos lagos de preservação, enquanto que lagos de manejo e uso comercial parecem ser impactados de forma semelhante. Desse modo, o índice pode ser uma ferramenta chave para responder a questões de manejo e para assegurar a proteção e conservação da biodiversidade local.

Nesse sentido, o uso contínuo do IIB é válido para avaliar a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos na Amazônia, uma vez que o mesmo é efetivo e sem altos custos para o monitoramento. Além disso, a limitação do índice na região pode ser superada pela constante adaptação das métricas, de modo a garantir a eficácia do IIB na avaliação da integridade de ambientes aquáticos da Amazônia.

Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C.; Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá, 502 pp.
- Allan, J.D.J.; Flecker, A.S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43: 32–43. <https://doi.org/10.2307/1312104>
- Aquino, A.S.; Bocarde, F.; Lima, N.A.S.; Ruffino, M.L. 2007. Gestão Participativa no Manejo de Recursos Pesqueiros na Amazônia. In: Prastes, A.P.; Blanc, D. (org.). *Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira*. Brasília: MMA/SBF, 272p.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 547–558. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>

- Araújo, F.G.; Fichberg, I.; Pinto, B.C.T.; Peixoto, M.G. 2003. A preliminary Index of Biotic Integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-3003-9>
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Griffith, G.E.; Frydenborg, R.; McCarron, E.; White, J.S.; et al. 1996. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15: 185–211. <https://doi.org/10.2307/1467948>
- Berger, W.H.; Parker, F.L. 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347. <http://dx.doi.org/10.1126/science.168.3937.1345>
- Benatti, J.H.; McGrath, D.G.; Oliveira, A.C. M.D. 2003 Políticas públicas e manejo comunitário de recursos naturais na Amazônia. *Ambiente e sociedade*, 6(2): 137-154. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2003000300009>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-5738-6>
- Brasil. IBAMA. 2003. Instrução Normativa nº 029. Diário Oficial da União. 01/01/2003.
- Brasil. IBAMA. 2011. Instrução Normativa nº 003. Diário Oficial da União. 02/05/2011.
- Campos-Silva, J.V.; Peres, C.A. 2016. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Scientific Reports*, 6: 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep34745>
- Casatti, L.; Ferreira, C.P.; Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173–189. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x>
- Castro, F.; McGrath, D. 2001. O manejo comunitário de lagos na Amazônia. *Parcerias estratégicas*, 12: 112–126.
- Christie, P.; White, A.T. 2007. Best practices for improved governance of coral reef marine protected areas. *Coral Reefs* 26: 1047–1056. <https://doi.org/10.1007/s00338-007-0235-9>
- Claro-Jr., L.; Ferreira, E.; Zuanon, J.; Araujo-Lima, C. 2004. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. *Acta Amazônica*, 34(1): 133-137. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672004000100018>.
- Cetra, M.; Ferreira, F.C. 2016. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable

- streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28(22):1-9. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X1216>
- Costa, P.; Schulz, U. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 1195–1205. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600009>
- Cox-Fernades, C. 1997. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6:36-44. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00140.x>
- Cox-Fernandes, C.; Petry, P. 1991. A importância da várzea no ciclo de vida dos peixes migradores na Amazônia Central. In: Val, A. L.; Figliuolo, R.; Fildberg, E. (Ed.) Bases científicas para estratégia de preservação e desenvolvimento da Amazônia: Fatos e Perspectivas. Secretaria de Ciência e Tecnologia. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia. Manaus. 440 pp.
- De Oliveira, A.C.M.; Nepstad, D.C.; McGrath, D.G.; Da Silva, A.F. 2009. Impactos ecológicos do manejo comunitário de recursos naturais em comunidades ribeirinhas de várzea e terra firme na região de Tefé, AM. *Novos cadernos NAEA*, 11(2): 57-84. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v11i2.272>
- Fausch, K.D.; Lyons, J.; Karr, J.R.; Angermeier, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123–144.
- Ferreira, C.; Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3): 1-25.
- Ferreira, M.N.; Andrade, L.P. 2012. Análise comportamental da comunidade de peixes em trilha aquática no rio Olho D'Água, Jardim, Mato Grosso do Sul. *Revista Biociências*, 18: 41–52.
- Ganasan, V.; Hughes, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40: 367–383. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00347.x>
- Godinho, A.L., Kynard, B.; Martinez, C.B. 2007. Supplemental water releases for restoration in a Brazilian floodplain river: a conceptual model. *River Reserch and Application*, 23(9): 947-962. <https://doi.org/10.1002/rra.1018>
- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian natural history*. London: University of California Press. Berkeley, Los Angeles. 280 pp.
- Hair, J., Anderson, R.E., Tatham, R.L., Black, W.C. 1995. *Multivariate data analysis*. 7 ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall. 739 p.
- Hughes, R.M.; Kaufmann, P.R.; Herlihy, A.T.; Kincaid, T.M.; Reynolds, L.; Larsen, D.P. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1618–1631.

<https://doi.org/10.1139/f98-060>

- Hugueny, B.; Camara, S.; Samoura, B.; Magassouba, M. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia*, 331: 71-78. <https://doi.org/10.1007/BF00025409>
- Jaramillo-Villa, U.; Caramaschi, É.P. 2008. Índices de Integridade Biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia brasiliensis*, 12(3): 442-462. <http://doi.org/10.4257/oeco.2008.1203.06>
- Karr, J.R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, 6: 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AObiUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObiUF>2.0.CO;2)
- Karr, J.R. 1991. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. *Ecological Applications*, 1(1): 66–84. <https://doi.org/10.2307/1941848>
- Karr, J.R.; Fausch, K.D.; Angermeier, P.L.; Yant, P.R.; Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication*, 5(5): 1-28.
- Karr, J.R.; Chu, E.W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80028-2.x>
- Lamberti G.A. 1996. *The role of periphyton in benthic food webs. In: Algal ecology: freshwater benthic systems.* Stevenson, R.J.; Bothwell, M.L.; Lowe, R.L. (Eds.). Academic Press, San Diego.
- Lowe-McConnell, R. 1999. Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo – SP, 524 pp.
- Machado, F.A. 2003. *História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores.* Tese de doutorado, Universidade de Campinas, São Paulo. 111p.
- McGrath, D.; Câmara, E.; Futemma, C. 1998. Manejo Comunitário de Lagos de Várzeas e o Desenvolvimento sustentável da Pesca na amazônia. *Novos Cadernos NAEA*, 1: 1-23. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v1i2.4>
- McGrath, D.G.; De Castro, F.; Futemma, C.; De Amaral, B.D.; Calabria, J. 1993. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. *Human Ecology*, 21(2): 167-195. <https://doi.org/10.1007/BF00889358>
- Mérona, B.; Rankin-de-mérona, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 2(2): 75–84. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252004000200004>
- Nolan, K.S.; Fabré, N.N.; Batista, V.S. 2009. Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. *Journal of Applied*

- Ichthyology*, 25: 294–298. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01122.x>
- Oberdorff, T.; Hughes, R.M. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117–130. <https://doi.org/10.1007/BF00006200>
- Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100(910): 65-75. <https://www.jstor.org/stable/2459379>
- Pellizzaro, P.C.; Hardt, C.; Hardt, M.; Hardt, M.; Sehli, D.A. 2015. Gestão e Manejo de áreas naturais protegidas: contexto internacional. *Ambiente & sociedade* 18: 21–40. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC509V1812015en>
- Pettesse, M.L.; Petrere-Jr, M.; Spigolon, R.J. 2007. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications*, 21: 188–193. <https://doi.org/10.1002/rra.1001>
- Pettesse, M.L.; Siqueira-Souza, F.K.; Freitas, C.E.; Petrere, M. 2016. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. *Ecological Engineering*, 97: 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.046>
- Pielou, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13(1): 31-44.
- Pinto, B.C.T.; Araújo F.G. 2007. 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*, 50(3): 489-502. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132007000300015>
- Plafkin, J.L.; Barbour M.T.; Porter, K.D.; Gross, S.K.; Hughes, R.M. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers. EPA/444/4–89/001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 162p.
- Poikane, S.; Ritterbusch, D.; Argillier, C.; Białokoz, W.; Blabolil, P.; Breine, J.; Jaarsma, N.G.; Krause, T.; Kubečka, J.; Lauridsen, T.L.; Nöges, P.; Peirson, G.; Virbickas, T. 2017. Response of fish communities to multiple pressures: Development of a total anthropogenic pressure intensity index. *Science of the Total Environment*, 586: 502–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.211>
- Polaz, C.N.M.; Ferreira, F.C.; Petrere Júnior, M. 2017. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: the example of the Pantanal National Park. *Neotropical Ichthyology*, 15: 1–13. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170041>
- Prudente, B.S.; Pompeu, P.S.; Montag, L. 2018. Using multimetric indices to assess the effect of reduced impact logging on ecological integrity of Amazonian streams. *Ecological Indicators*, 91: 315–323. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.020>
- Reid, D.M.; Anderson, D.M.; Henderson, B.A. 2001. Restoration of lake trout in Parry

- Sound, Lake Huron. *North American Journal of Fisheries Management*, 21:156–169. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2001\)021<0156:ROLTIP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0156:ROLTIP>2.0.CO;2)
- Röpke, C.P.; Ferreira, E.; Zuanon, J. 2013. Seasonal changes in the use of feeding resources by fish in stands of aquatic macrophytes in an Amazonian floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 97: 401–414. <https://doi.org/10.1007/s10641-013-0160-4>
- Ruaro, R.; Gubiani, É.A. 2013. A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29: 105–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.016>
- Ruffino, M.L.; Isaac, V.J. 1995. Life cycle and biological parameters of several Brazilian Amazon fish species. *NAGA: The ICLARM Quarterly*, 18(4):41-45.
- Sanyanga, R.A.; Machena, C.; Kautsky, N. 1995. Abundance and distribution of inshore fish in fished and protected areas in Lake Kariba, Zimbabwe. *Hydrobiologia* 306: 67–78. <https://doi.org/10.1007/BF00007859>
- Santos, G. M.; Ferreira, E. J. G.; Zuanon, J.A.S. 2006. Peixes comerciais de Manaus. *Manaus: Ibama/ProVárzea-AM* 1: 144.
- Santos, F.A. 2009. *Estrutura trófica de peixes do lago grande, Manacapuru, AM com base nos isótopos estáveis de C e N*. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 68p.
- Saunders, D.L.; Meeuwig, J.J.; Vincent, a C.J. 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation Áreas Protegidas de Agua Dulce: Estrategias para la Conservación. *Conservation Biology*, 16: 30–41. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.99562.x>
- Schram, S.T.; Selgeby, J.H.; Bronte, C.R; Swanson, B.L. 1995. Population recovery and natural recruitment of lake trout at Gull Island shoal, Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research*, 21(1):225–232. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(95\)71095-4](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(95)71095-4)
- Silva, W.M.M.L. 2017. *Efeito do manejo do pesqueiro sobre as assembleias de peixes em lagos situados na ilha da Paciência – Iranduba - Amazonas*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 74p.
- Sioli, H. 1951. Alguns resultados e problemas da limnologia Amazônica. *Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte*, 24: 1-44.
- Soares, M.G.M.; Costa, E.L.; Siqueira-Souza, F.K.; Anjos, H.D.B.; Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E. de C. (Org.). 2008. *Peixes de lagos do médio Rio Solimões*. 160p.
- Strona, G. 2014. Assessing fish vulnerability: IUCN vs FishBase. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24: 153–154.
- Suski, C.D.; Cooke, S.J. 2007. Conservation of aquatic resources through the use of

- freshwater protected areas: Opportunities and challenges. *Biodiversity and Conservation* 16: 2015–2029. <https://doi.org/10.1002/aqc.2439>
- Terra, B.D.F.; Hughes, R.M.; Francelino, M.R.; Araújo, F.G. 2013. Assessment of biotic condition of atlantic rain forest streams: A fish-based multimetric approach. *Ecological Indicators*, 34: 136–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.001>
- Upton, S. (OECD Environment Director). 2016. Marine Protected Areas: Economics, Management and Effective Policy Mixes. 1–16.
- Usio, N. 2010. Crayfish as keystone species: roles of omnivory and ecosystem engineering in stream ecosystems. *Japanese Journal of Ecology*, 60: 303–317. https://doi.org/10.18960/seitai.60.3_303
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*. 81:225–241. <https://doi.org/10.1007/BF00379810>
- Winemiller, K.O.; Kelso-Winemiller, L.C.; Brenkert, A.L. 1995. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44 : 235–261. <https://doi.org/10.1007/BF00005919>
- Whittier, T.R.; Stoddard, J.L.; Larsen, D.P.; Herlihy, A.T. 2007. Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society*, 26: 349–360. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[349:SRSFSB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[349:SRSFSB]2.0.CO;2)
- Yamamoto, K.C.; Soares, M.G.M.; Freitas, C.E.C. 2004. Alimentação de *Tripottheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829), no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazônica*, 34(4): 253– 259. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672004000400017>
- Zaret, T.M. 1977. Inhibition of Cannibalism in *Cichla ocellaris* and Hypothesis of Predator Mimicry Among South American Fishes. *Evolution*. 31:421–437. <http://dx.doi.org/10.2307/2407762>

Apêndice A. Lista de espécies, abundâncias e grupo trófico para as categorias de lagos.

Lista de espécies	Grupo Trófico	Preservação	Manejo	Uso comercial
Gymnotiformes		-	3	1
Rhamphichthyidae		-	1	-
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	Invertívoro	-	1	-
Gymnotidae		-	1	-
<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	Carnívoro	-	1	-
Sternopygidae		-	1	1
<i>Eigenmannia limbata</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	Invertívoro	-	1	-
<i>Eigenmannia macrops</i> (Boulenger, 1897)	Invertívoro	-	-	1
Characiformes		491	2258	772
Acestrorhynchidae		29	81	14
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Blochi, 1794)	Carnívoro	-	5	3
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> Cuvier, 1819)	Carnívoro	29	76	11
Anostomidae		41	102	59
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	Onívoro	-	3	-
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Onívoro	1	14	1
<i>Leporinus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	Onívoro	3	3	-
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1858	Herbívoros	-	-	1
<i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858	Herbívoros	19	31	40
<i>Schizodon fasciatum</i> Spix & Agassiz, 1829	Herbívoros	18	28	15
<i>Schyzodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	Herbívoros	-	23	2
Cynodontidae		3	25	24
<i>Raphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	Carnívoro	3	30	23
<i>Cynodon gibbus</i> (Agassiz, 1829)	Carnívoro	-	1	-
<i>Hydrolycus scomberoides</i> (Cuvier, 1819)	Carnívoro	-	4	1
Bryconidae		-	11	-
<i>Brycon amazonicus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Onívoro	-	7	-
<i>Brycon cephalus</i> (Günther, 1864)	Onívoro	-	3	-
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	Onívoro	-	1	-
Characidae		9	76	18
<i>Chalceus macrolepdotus</i> Cuvier, 1818	Onívoro	6	53	1
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	3	1
<i>Roeboides myersii</i> Gill, 1870	Insetívoro	2	19	15
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1816	Onívoro	1	1	1
Curimatidae		114	800	118
<i>Curimata inornata</i> (Vari, 1989)	Detritívoro	-	7	-
<i>Curimata ocellata</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	Detritívoro	3	2	4
<i>Curimata vittata</i> (Kner, 1858)	Detritívoro	14	13	4
<i>Curimatela meyeri</i> (Steindachner, 1882)	Detritívoro	1	22	7
<i>Potamorhina altamazonica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Detritívoro	14	234	27
<i>Potamorhina latior</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Detritívoro	80	120	45
<i>Psectogaster amazônica</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Detritívoro	2	77	11
<i>Psectogaster rutiloides</i> (Kner, 1858)	Detritívoro	-	325	4
<i>Steindachnerina bimaculata</i> (Steindachner, 1876)	Detritívoro	-	-	6
Erythrinidae		6	13	16
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Onívoro	-	3	10
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Carnívoro	6	10	6

Hemiodontidae		8	45	33
<i>Anodus elongatus</i> (Agassiz, 1829)	Planctívoro	-	7	10
<i>Hemiodus immaculatus</i> Kner, 1858	Onívoro	2	12	10
<i>Hemiodus sp.</i>	Detritívoro	1	25	11
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	Detritívoro	5	1	2
Iguanodectidae		2	1	-
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	Onívoro	1	1	-
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1794)	Insetívoro	1	-	-
Prochilodontidae		42	76	13
<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	Detritívoro	19	23	10
<i>Semaprochilodus insignis</i> (Jardine & Schomburgk, 1841)	Detritívoro	22	19	2
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1817)	Detritívoro	1	34	1
Serrasalmidae		148	426	91
<i>Colossoma macropomum</i> Cuvier, 1818)	Onívoro	23	20	8
<i>Metynnis altidorsalis</i> (Ahl, 1923)	Herbívoro	-	1	-
<i>Metynnis argenteus</i> (Ahl, 1923)	Herbívoro	-	8	-
<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844)	Onívoro	-	24	-
<i>Metynnis luna</i> Cope, 1878	Invertívoro	-	-	1
<i>Myloplus asterias</i> (Müller & Troschel, 1844)	Herbívoro	-	3	-
<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844)	Herbívoro	-	2	-
<i>Mylossoma aureum</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Onívoro	-	15	14
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	Onívoro	13	215	29
<i>Piaractus brachypomus</i> Cuvier, 1818)	Onívoro	5	7	1
<i>Prystobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908)	-	-	2	1
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	Carnívoro	21	69	13
<i>Serrasalmus altispinis</i> Merckx, Jégu & Santos, 2000	Carnívoro	11	49	12
<i>Serrasalmus compresus</i> Jégu, Leão & Santos, 1991	Carnívoro	-	4	-
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	Carnívoro	6	18	4
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Carnívoro	61	71	6
<i>Serrasalmus rombeus</i> (Linnaeus, 1766)	Carnívoro	8	18	1
Triporthidae		89	497	396
<i>Triporthes albus</i> Cope, 1872	Onívoro	67	298	268
<i>Triporthes angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Onívoro	21	187	106
<i>Triporthes auritus</i> (Valenciennes, 1850)	Onívoro	1	12	22
Clupeiformes		11	59	73
Pristigasteridae		11	59	42
<i>Pristigaster cayana</i> (Cuvier, 1829)	-	6	-	-
<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	Carnívoro	2	1	12
<i>Pellona flavipinis</i> (Valenciennes, 1847)	Carnívoro	3	58	30
Osteoglossiformes		33	4	1
Arapaimidae		21	-	-
<i>Arapaima gigas</i> (Schinz, 1822)	Carnívoro	21	-	-
Osteoglossidae		12	4	1
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> Cuvier, 1829)	Carnívoro	12	4	1
Cichliformes		42	83	11
Cichlidae		42	80	4
<i>Acarichthys heckelii</i> (Müller & Troschel, 1849)	Onívoro	17	45	3
<i>Acaronia nassa</i> (Heckel, 1840)	Carnívoro	1	1	1

<i>Astronotus crassipinnis</i> (Heckel, 1840)	Onívoro	1	-	-
<i>Aequidens tetramerus</i> (Heckel, 1840)	Onívoro	-	1	-
<i>Chaetobranchius flavescens</i> Heckel, 1840	Planctívoro	2	1	-
<i>Cichassoma amazonarum</i> Kullander, 1983	Detritívoro	-	1	-
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831	Carnívoro	2	7	-
<i>Geophagus proximus</i> Castelnau, 1855	Onívoro	-	7	-
<i>Heros notatus</i> (Jardine, 1843)	Onívoro	-	1	-
<i>Heros severus</i> Heckel, 1840	Onívoro	4	3	-
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	Onívoro	2	8	-
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	Onívoro	2	2	-
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	Onívoro	11	3	-
Perciformes		-	3	7
Sciaenidae		-	3	7
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Carnívoro		3	7
Siluriformes		74	144	503
Auchenipteridae		33	37	117
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	Carnívoro	2	2	1
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	Carnívoro	13	13	74
<i>Auchenipterichthys punctatus</i> (Valenciennes, 1840)	Insetívoro	-	1	-
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Insetívoro	2	4	13
<i>Centromochlus heckelii</i> (De Filippi, 1853)	Onívoro	-	1	-
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Onívoro	16	16	27
<i>Tympanopleura rondoni</i>	-	-	-	2
Callichthyidae		14	14	15
<i>Hoplosternum litoralle</i> (Hancock, 1828)	Invertívoro	14	14	15
Doradidae		4	9	25
<i>Nemadoras humeralis</i> (Kner, 1855)	Invertívoro	-	-	3
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	Onívoro	-	2	6
<i>Platydoras hancockii</i> (Valenciennes, 1840)	Detritívoro	-	1	-
<i>Pterodoras granulosus</i> (Valenciennes, 1821)	Herbívoro	4	6	16
Loricariidae		16	30	58
<i>Anchistrus dolichopterus</i> Kner, 1854	Herbívoro	1	-	-
<i>Hypoptopoma gulare</i> Cope, 1878	Detritívoro	-	-	1
<i>Hypoptopoma incognitum</i> Aquino & Schaefer, 2010	-	-	-	1
<i>Hypostomus cochliodon</i> Kner, 1854	Detritívoro	-	-	1
<i>Loricariichthys acutus</i> (Valenciennes, 1840)	Detritívoro	3	3	-
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	Detritívoro	7	11	21
<i>Loricariichthys nudirostris</i> Kner, 1853	Detritívoro	4	-	4
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)	Detritívoro	1	16	30
Pimelodidae		7	58	288
<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	Carnívoro	-	5	6
<i>Hypophthalmus edentatus</i> Spix & Agassiz, 1829	Planctívoro	-	4	39
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i> Kner, 1854	Planctívoro	-	-	1
<i>Hypophthalmus marginatus</i> Valenciennes, 1840	Planctívoro	1	-	3

<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Onívoro	-	-	1
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	Onívoro	6	37	184
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Carnívoro	-	1	6
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	Carnívoro	-	1	2
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> Castelnau, 1855)	Carnívoro	-	1	-
<i>Sorubim elongatus</i> Littmann, Burr, Schmidt & Isern, 2001	Carnívoro	-	4	38
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Carnívoro	-	5	8
Total Geral (N)		651	2553	1361

Apêndice B. Teste de intervalo das métricas. I= intervalo.

Composição e riqueza de espécies	I	Categoria trófica	I	Abundância	I
Riqueza total de espécies	31	Porcentagem de indivíduos onívoros	62	Abundância de sardinhas	48
Riqueza de espécies com moderada/alta vulnerabilidade	17	Porcentagem de indivíduos detritívoros	62	Abundância de piranhas	602
Riqueza de ordens	5	Porcentagem de indivíduos herbívoros	27	Abundância de branquinhas	121
Riqueza de famílias	13	Porcentagem de indivíduos insetívoros	8	Número total de indivíduos	48
Riqueza de Characiformes	7	Porcentagem de indivíduos piscívoros	47	Número total de indivíduos com moderada/vulnerabilidade	131
Riqueza de Siluriformes	38	Porcentagem de indivíduos planctívoros	19	Equitabilidade	81
Riqueza de Perciformes	10			Dominância	144
Riqueza de Cichlidae	7				
Riqueza de espécies carnívoras (predadoras)	19				
Riqueza de espécies onívoras	15				

Apêndice C. Distribuição dos valores das métricas para o teste de sensibilidade.

