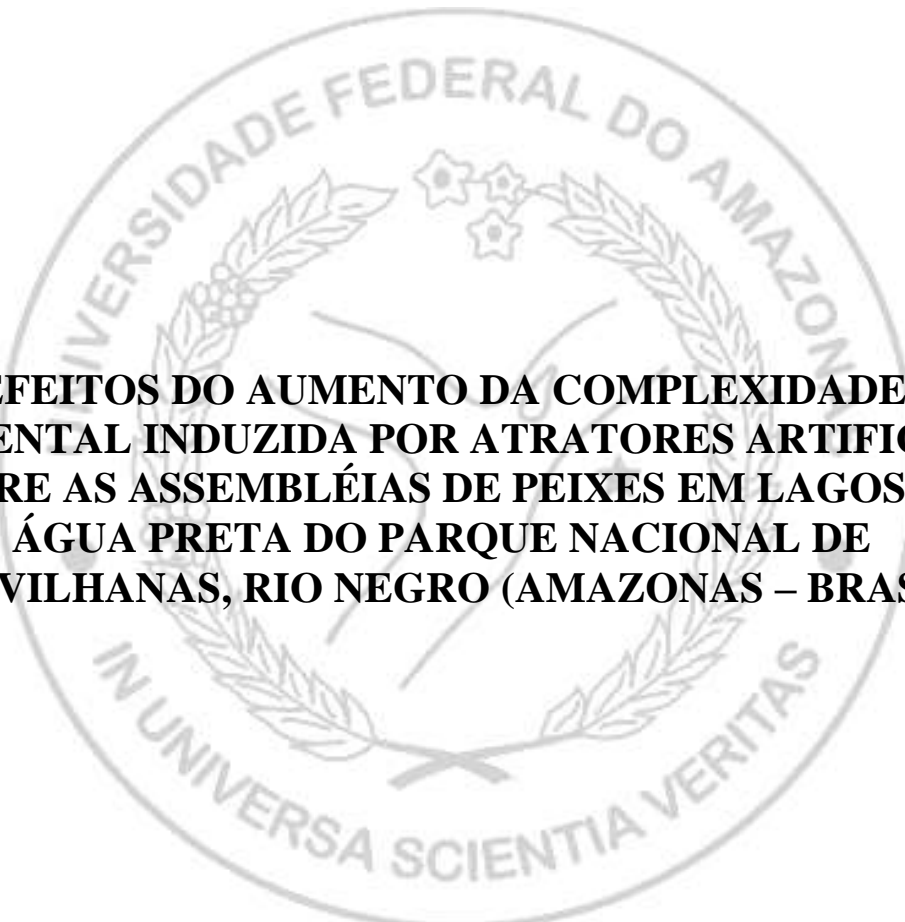


**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS**



**EFEITOS DO AUMENTO DA COMPLEXIDADE
AMBIENTAL INDUZIDA POR ATRATORES ARTIFICIAIS
SOBRE AS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM LAGOS DE
ÁGUA PRETA DO PARQUE NACIONAL DE
ANAVILHANAS, RIO NEGRO (AMAZONAS – BRASIL)**

KEDMA CRISTINE YAMAMOTO

**MANAUS
2011**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS**

KEDMA CRISTINE YAMAMOTO

**EFEITOS DO AUMENTO DA COMPLEXIDADE
AMBIENTAL INDUZIDA POR ATRADORES ARTIFICIAIS
SOBRE AS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM LAGOS DE
ÁGUA PRETA DO PARQUE NACIONAL DE
ANAVILHANAS, RIO NEGRO (AMAZONAS – BRASIL)**

Tese apresentada a Coordenação de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos - CIPET/UFAM, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais

Orientador: Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas - UFAM

Co-orientador: Dr. Jansen Zuanon - INPA

**MANAUS
2011**

Ficha Catalográfica

(Catalogação realizada pela Biblioteca Central da UFAM)

Yamamoto, Kedma Cristine

Y19 E Efeitos do aumento da complexidade ambiental sobre as assembleias de peixes em lagos do Parque Nacional de Anavilhanas, rio Negro (Amazonas – Brasil) / Kedma Cristine Yamamoto. - Manaus: UFAM, 2011.

117 f.; il. color.

Tese (Doutorado em Ciências Pesqueiras) — Universidade Federal do Amazonas, 2011.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas
Co-orientador: Prof. Dr. Jansen Zuanon

1. Assembleias de peixes 2. Peixes de água doce 3. Peixes - Amazonas I. Freitas, Carlos Edwar de Carvalho (Orient.) II. Zuanon, Jansen Alfredo Sampaio (Co-orient.) III. Universidade Federal do Amazonas IV. Título

CDU 597(811.3)(043.2)

KEDMA CRISTINE YAMAMOTO

EFEITOS DO AUMENTO DA COMPLEXIDADE
AMBIENTAL INDUZIDA POR ATRADORES ARTIFICIAIS
SOBRE AS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM LAGOS DE
ÁGUA PRETA DO PARQUE NACIONAL DE
ANAVILHANAS, RIO NEGRO (AMAZONAS – BRASIL)

Tese apresentada a Coordenação de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos - CIPET/UFAM, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais

Aprovado em 14 de junho de 2011

BANCA EXAMINADORA

Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas
Universidade Federal do Amazonas

Dr. Bruce Rider Forsberg
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Dr. Clauzionor Silva
Universidade Federal do Amazonas

Dr. Neliton Marques da Silva
Universidade Federal do Amazonas

Dr. Walter Barrela
Pontifícia Universidade Católica de São Paulo

DEDICATÓRIA

Ao meu orientador, Carlos Edwar de Carvalho Freitas, pelos continuados e preciosos ensinamentos sobre as Ciências Pesqueiras e do papel desta para o desenvolvimento do Estado do Amazonas e da Amazônia. Por permitir e oportunizar o meu crescimento científico, acadêmico e financeiro. E, sobretudo, por ter me apoiado no momento mais difícil de minha vida durante este curso, sendo não somente um orientador, mas, um amigo. O meu eterno respeito, admiração e agradecimentos por acreditar em mim, como profissional e como pessoa.

À minha amada e querida mãe, que por muito pouco, não dividiu comigo mais uma etapa de minha vida profissional, fruto do investimento de uma mãe que foi pai, irmã, amiga, patrocinadora, torcedora, fã... Outro dia me perguntaram em quais momentos eu mais sinto a sua falta e pensei, são tantos... Mas se eu pudesse elencar, com certeza seria o **sorriso** e o **olhar** orgulhoso que uma mãe tem de seu filho, este gesto que dispensa qualquer palavra, com certeza é o que mais sentirei falta, principalmente neste momento. Com amor à minha querida Alicrides Bertoldo Nunes (*in memoriam*: 03/06/52-05/11/10) de sua filha que te ama.

AGRADECIMENTOS

Ao meu co-orientador Jansen Zuanon, pela paciência em me orientar, pela amizade e preciosos ensinamentos. É grande a admiração pelo pesquisador que és e, pela serenidade com que ensinas aos que estão ao seu redor. Muito obrigada!

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos-CIPET pelos ensinamentos e experiências compartilhadas, fundamentais para minha a formação.

À amiga Ana Cristina Belarmino de Oliveira, por ter me dado a oportunidade de conhecer a pesquisa quando me levou para o INPA, ainda cursando o terceiro período da graduação. Obrigada pela amizade, carinho e apoio, fundamentais em todos os últimos anos desta minha jornada.

Aos meus queridos companheiros e amigos de campo, Valdecir M. do Nascimento (Val), Ronã Alves Freitas, Allan Resk Guimarães, Jesaías Ismael da Costa, Ivanildo Lima Alves dos Santos, Daniel Pinto Borges, Sérgio Roberto Moraes Rebelo, Janette Lorenzo Novares, Wallon Viana da Silva, Mário Rezutti sem vocês eu não teria conseguido realizar este trabalho, muito obrigada!

Aos estimados amigos do PIATAM, Alexandre Rivas, Renata Mourão, Flávia Kelly Siqueira Souza, Beatriz Rodrigues, Lenizi Maria Araújo, Claudinha, Hostília Campos, Thaissa Sobreiro, Márcio, Débora Maia, pela amizade, apoio e ajuda nas diversas fases de realização deste estudo e da minha vida, muito obrigada!

Aos amigos do CEULM/ULBRA em especial Alan dos Santos Ferreira, Jane Maria Catunda de Souza e Newton Lima pela amizade, carinho e companheirismo. E aos meus alunos do curso de Ciências Biológicas pela ajuda na triagem do material, em especial Marlus, Neto, Raydson, Gabriela, Danielle e Thuane.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM pela bolsa de doutorado, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento dos projetos Edital Universal nº 02/2006, Processo nº 475476/2006-9 e 200910097, respectivamente;

Ao Instituto Chico Mendes de Biodiversidade – ICMBio por me apoiar na realização deste trabalho no Parque Nacional de Anavilhanas, disponibilizando alojamento e materiais necessárias para a logística de campo. Em especial aos vigilantes da Base 1 pelos dias compartilhados nas Anavilhanas.

Ao Centro Universitário Luterano de Manaus - CEULM/ULBRA, pelo apoio como docente para realizar as atividades referentes à pesquisa e, especificamente neste trabalho, permitindo usar o laboratório de Zoologia para triar o material de campo.

E a todos aqueles que de alguma forma me ajudaram neste trabalho. Obrigada!!

RESUMO

Estudos sobre o papel de recifes artificiais e estruturas correlatas são bastante difundidas na literatura marinha, entretanto o conhecimento sobre seus efeitos na biota de águas interiores ainda é incipiente. A pesquisa foi desenvolvida em lagos do Parque Nacional de Anavilhanas, Manaus/Am, para analisar os efeitos do aumento da heterogeneidade ambiental através do uso de atratores artificiais, sobre a estrutura das assembléias de peixes e de populações de piscívoros em habitat de água aberta. Testamos também, a influência dos atratores fixados em dois níveis de complexidade ambiental e suas relações com fatores bióticos e abióticos. Foram realizadas coletas durante dois ciclos hidrológicos, em quatro lagos usando baterias de malhadeiras de diferentes tamanhos, com pescas pela manhã e à noite durante vinte e quatro meses. Os resultados revelaram que os atratores artificiais exercem forte influência sobre as assembléias de peixes nas estações secas, a abundância e a diversidade respondem de forma relacionada a esta mudança ambiental. A heterogeneidade ambiental próxima aos atratores não apresentou influência na diversidade e abundância das assembléias. A Análise de variância com medidas repetidas no tempo indicou haver diferenças significativas entre atrator e controle para o número de espécies e na dominância de Berger-Parker, usando como variável resposta a abundância numérica e peso. As variáveis ambientais significativas indicadas pela Regressão sobre a diversidade de piscívoros foram o pH, oxigênio e a temperatura. O número de espécies de piscívoros foi maior nos atratores do que no controle. Populações de ciclídeos ocorreram somente nas áreas de atrator e durante o período de seca.

Palavras-chaves: atratores artificiais, Amazônia, assembléias de peixes, piscívoros.

ABSTRACT

Studies on the role of artificial reefs and related structures are quite widespread in the marine literature, however knowledge about its effects on the biota of inland waters is still incipient. A study was conducted in lakes National Park Anavilhanas, Manaus / Am, to analyze the effects of increasing heterogeneity through the use of artificial attractors on the fish assemblages and populations of piscivorous in open water habitat. We also tested the influence of the attractors in two fixed levels of environmental complexity and its relationship to biotic and abiotic factors. Samples were taken four lakes using batteries of different sizes of gillnets, in the morning and evening for twenty-four months. The results showed that the artificial attractors exert a strong influence on fish assemblages in dry seasons, the abundance and diversity respond related to this environmental change. The heterogeneity near the attractors not in the abundance and diversity of the assemblages. Analysis of variance with repeated measures indicated significant differences between attractor and control for the number of species and the Berger-Parker dominance, using as response variable numerical abundance and weight. The environmental variables indicated by significant regression on the diversity of piscivores pH, oxygen and temperature. The number of species of piscivores was higher than in control attractors. Cichlid populations occurred only in areas of the attractor and the period of drought.

Key-words: artificial attractors, Amazon, assemblages of fish, piscivorous.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 01. Localização da área de estudo, Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA), no Estado do Amazonas, no rio Negro. Mosaico de Imagem Landsat 7 ETM+, Composição colorida 5,4,3/RGB - Período 1999 e 2000. | 5 |
| Figura 02. Ilustração do modo de fixação dos galhos no interior dos atratores artificiais construídos para o experimento deste estudo. | 6 |
| Figura 03. Imagem dos atratores artificiais na margem do lago Prato antes de ser afundado. | 7 |
| Figura 04. Ilustração da localização dos lagos estudados: Prato, Arraia, Canauiri Grande e Canauiri Pequeno no PARNA Anavilhanas. | 8 |
| Figura 05. Lay-out da disposição dos atratores artificiais (A1 e A2) em relação à distância da margem do lago (60m) e do grupo controle (Co1 e Co2) (100m). As imagens da margem 1 e 2 ilustram suas diferenças quanto a paisagem. | 9 |
| Figura 06. Modelos hipotéticos de relações espécie-abundâncias para comunidades naturais, de acordo com “Whittaker plot”(Magurran, 1988). | 13 |

Capítulo 1

| | |
|--|----|
| Figura 01. Abundância numérica das ordens presentes nos atratores e controle durante dois ciclos hidrológicos. | 28 |
| Figura 02. Espécies mais abundantes em número de exemplares capturados nos atratores e nas áreas-controle. | 29 |
| Figura 03. Espécies mais abundantes em peso (g) nos atratores e áreas-controle. | 30 |
| Figura 04. Curva de rarefação de espécies obtidas nos atratores (A) e áreas-controle (B) no PARNA Anavilhanas. | 31 |
| Figura 05. Whittaker Plot de dados transformados de número de indivíduos, $\ln(N+1)$, para as assembléias de peixes de atratores e controle, sendo AE – atrator na enchente, AC – atrator na cheia, AV – atrator na vazante, AS – atrator na seca, CE – controle na enchente, CC – controle na cheia, CV – controle na vazante e CS – controle na seca. . | 34 |
| Figura 06. Efeitos principais dos fatores tempo (A) e interação tempo*habitat (B) no modelo estatístico usando riqueza como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 37 |
| Figura 07. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Shannon com abundância numérica ($H'n$) como variável resposta, sendo t1: | |

| | |
|---|----|
| enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 38 |
| Figura 08. Efeitos principais dos fatores habitat (1 – atrator, 2 – controle) (A) e tempo (B) no modelo estatístico usando índice de Shannon com peso ($H'p$) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 39 |
| Figura 09. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com abundância numérica de indivíduos (dn) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 40 |
| Figura 10. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com peso (g) (dp) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 41 |
| Figura 11. NMDS usando a distância de Bray-Curtis calculada com abundância numérica das espécies usando a distância de Manhattan nos lagos com atratores (1- Prato, 2- Canauiri Grande, 3- Canauiri Pequeno, 4- Arraia) e nas respectivas áreas-controle (5- Prato, 6- Canauiri Grande, 7- Canauiri Pequeno e 8 – Arraia). | 42 |
| Figura 12. NMDS usando a distância de Manhattan, calculado com abundância numérica das espécies nas áreas com atrator e controle durante as fases do ciclo hidrológico, sendo AE – atrator enchente, AC – atrator cheia, AV – atrator vazante, AS – atrator seca, CE – controle enchente, CC – controle cheia, CV – controle vazante e CS – controle seca. | 43 |
| Figura 13. Classificação das espécies quanto ao uso dos ambientes estudados. | 44 |

Capítulo 2

| | |
|--|----|
| Figura 01. Espécies mais abundantes em número de indivíduos coletadas nos atratores e controle durante dois ciclos hidrológicos. | 67 |
| Figura 02. Espécies mais abundantes em peso (g) coletadas nos atratores e controle durante dois ciclos hidrológicos. | 67 |
| Figura 03. Efeitos principais dos fatores tempo (A), interação tempo*habitat (B) no modelo estatístico usando riqueza como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2, habitat 1: atrator e habitat 2: controle. | 69 |
| Figura 04. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Shannon com abundância numérica (A) e peso (B) como variável resposta, sendo t1: | |

| | |
|---|----|
| enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 70 |
| Figura 05. Efeitos principais do fator tempo (A) e interação tempo*habitat (B) no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com abundância numérica de indivíduos (dn) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 71 |
| Figura 06. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com abundância numérica de indivíduos (dn) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2). | 72 |
| Figura 07. Média dos parâmetros físico-químicos medidos durante a E: enchente, C: cheia, V: vazante e S: seca nos habitats atrator e controle. | 73 |
| Figura 08. Análise discriminante entre oxigênio dissolvido e pH durante um ciclo hidrológico. | 75 |
| Figura 09. Análise discriminante entre temperatura e pH durante um ciclo hidrológico. | 76 |
| Figura 10. Análise discriminante existente para o oxigênio e temperatura durante um ciclo hidrológico. | 76 |
| Figuras 11. Dados da distribuição normal e resíduos da regressão. | 77 |
| Figura 12. Média das Cotas mensais do rio Negro nos anos de 2008, 2009 e 2010. Fonte: CPRM. | 83 |

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

| | |
|---|----|
| Tabela 01. Índices de diversidade nas áreas com Atrator e Controle, durante dois ciclos hidrológicos no PARNA Anavilhanas..... | 32 |
| Tabela 02. Índices de diversidade entre Atrator e Controle em diferentes períodos do ano em dois ciclos hidrológicos..... | 32 |
| Tabela 03. Resultados dos valores de α da Série Logarítmica e, da riqueza de espécie estimada pelo ajuste da Distribuição Lognormal, para os ambientes estudados em relação ao período hidrológico. | 33 |
| Tabela 04. Resultado dos ajustes dos dados aos modelos de espécie-abundância nos atratores e controle em diferentes fases do ciclo hidrológico..... | 34 |
| Tabela 05. Resultados das análises de variância com medidas repetidas usando como variável resposta Riqueza de espécies, os índices de Shannon ($H'n$, $H'p$), Berger-Parker (dn , dp) e Equitabilidade (En , Ep) estimados a partir de dados do número de indivíduos e peso (g) das assembléias de peixes dos atratores e controle..... | 36 |
| Tabela 06. Resultados da análise de similaridade calculados com dados de abundância numérica entre os habitats (atrator e controle) estudados e os períodos do ciclo hidrológico..... | 42 |

Capítulo 2

| | |
|---|----|
| Tabela 01. Índices de diversidade calculados para as espécies piscívoras presentes nos atratores e controle durante dois ciclos hidrológicos..... | 68 |
| Tabela 02. Resultados das análises de variância com medidas repetidas usando como variável resposta Riqueza de espécies, os índices de Shannon ($H'n$, $H'p$), Berger-Parker (dn , dp) e Equitabilidade (En , Ep) estimados a partir de dados da número de indivíduos e peso (g) das assembléias de peixes predadoras dos atratores e controle. | 69 |
| Tabela 03. Profundidade média (m) dos lagos estudados nos ambientes de atrator controle durante dois ciclos hidrológicos. | 73 |
| Tabela 04. Resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura e o tipo de habitat (atrator e controle). | 74 |
| Tabela 05. Resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura e o lagos estudados..... | 74 |
| Tabela 06. Resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura e as épocas do ano (enchente, cheia, vazante e seca)..... | 75 |

| | |
|--|----|
| Tabela 07. Sumário da Regressão para a variável Dependente: R | 77 |
| Tabela 08. Resultados dos fatores das variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura com a assembléias de piscívoros baseadas na correlação. | 77 |

LISTA DE APÊNDICES

Capítulo 2

| | |
|--|----|
| Apêndice 01. Lista taxonômica das espécies piscívoras coletadas nos períodos de E: enchete, C: cheia, V: vazante e S: seca, nos habitats de atrator e controle com número de indivíduos e peso (g) durante dois ciclos hidrológicos..... | 87 |
| Apêndice 02. Médias dos parâmetros físico-químicos medidos durante dois ciclos hidrológicos nos ambientes de atrator e controle. | 89 |
| Apêndice 01. Lista de espécies coletadas nos atratores e controle com a abundância numérica e peso (g) nas diferentes fases do ciclo hidrológico. | 98 |

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| MATERIAL E MÉTODOS GERAL | 4 |
| Área de estudo | 4 |
| Descrição dos atratores artificiais | 6 |
| Amostragens | 9 |
| Função ecológica dos habitats | 10 |
| Fatores ambientais | 10 |
| Desenho experimental..... | 11 |
| Análise dos dados | 12 |
| CAPÍTULO 1 | 15 |
| A INFLUÊNCIA DE ATRATORES ARTIFICIAIS NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DO MÉDIO RIO NEGRO, AMAZONAS, BRASIL. ^A | 15 |
| SUMÁRIO..... | 16 |
| INTRODUÇÃO..... | 17 |
| MATERIAL E MÉTODOS..... | 20 |
| Amostragens | 20 |
| Função ecológica dos habitats | 21 |
| Análise dos dados | 21 |
| RESULTADOS | 23 |
| Composição específica das assembléias | 23 |
| Lista Taxonômica | 23 |
| Diversidade e abundância das assembléias de peixes..... | 31 |
| As fases do ciclo hidrológico e o tipo de habitat: influência sobre a similaridade das assembléias de peixes | 41 |
| Função ecológica dos habitats artificiais | 43 |
| DISCUSSÃO..... | 45 |
| A composição das assembléias de peixes do Rio Negro e nos Atratores..... | 45 |
| O impacto dos atratores artificiais na diversidade das assembléias de peixes de lagos de águas pretas na Amazônia Central | 48 |
| AGRADECIMENTOS | 53 |
| REFERÊNCIAS | 53 |

| | |
|---|-----|
| CAPÍTULO 2 | 59 |
| RESPOSTA DE PISCÍVOROS EM FACE DA PRESENÇA DE ATRADORES ARTIFICIAIS EM LAGOS DO MÉDIO RIO NEGRO, AM. | 59 |
| RESUMO | 60 |
| INTRODUÇÃO..... | 61 |
| MATERIAL E MÉTODOS..... | 64 |
| Amostragens | 64 |
| Análise dos dados | 65 |
| RESULTADOS | 66 |
| Composição e diversidade das assembléias piscívoras..... | 66 |
| Análise de variância com medidas repetidas e o efeito do atrator na diversidade e peso (g) dos piscívoros | 68 |
| Influência dos parâmetros físico-químicos sobre as assembléias de peixes piscívoros em atradores artificiais..... | 72 |
| DISCUSSÃO..... | 78 |
| A diversidade de assembléias piscívoras em atradores artificiais no Rio Negro | 78 |
| Interação de fatores bióticos sobre as assembléias de piscívoros do Médio Rio Negro | 84 |
| AGRADECIMENTOS | 86 |
| REFERÊNCIAS | 90 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 97 |
| REFERÊNCIAS | 102 |

Introdução Geral

A riqueza de espécies está associada à complexidade de habitats (Sedell *et al.*, 1990; Araújo-Lima, *et al.*, 1999), as comunidades naturais ocupam diversos deles (floresta, água aberta, macrófitas) de acordo com o regime de inundação e com a disponibilidade de uso (alimento, refúgio, desova), alterando portanto a composição, riqueza e abundância de espécies ao longo do dia e do ano (Saint-Paul *et al.*, 2000; Claro Jr, 2003; Corredor, 2004).

Dentre os habitats utilizados pelas comunidades naturais, as águas abertas são os que possuem menor heterogeneidade espacial. A heterogeneidade espacial como galhos, raízes e troncos submersos é praticamente ausente nestas áreas. Entretanto, a abundância de espécies é grande para alguns grupos, especialmente as formadoras de cardume, como os jaraquis, branquinhas, maparás, sardinhas entre outras (Ribeiro, 1983; Sanchez-Botero & Araujo-Lima, 2001; Claro Jr, 2003). As águas abertas funcionam como vias pois permitem o fluxo e a passagem de diversos cardumes de peixes e espécies solitárias os quais realizam deslocamentos diários entre áreas de refúgio e áreas de alimentação.

A manipulação do ambiente e da biocenose natural, através de alterações estruturais no ambiente, como o aumento e a disponibilidade de habitats (principalmente aqueles que um dia já existiram no ambiente), pode promover substrato para reprodução e/ ou abrigo, aumentar a abundância de espécies e a produtividade pesqueira (Welcomme & Bartley, 1998).

O uso de habitats artificiais com objetivo de promover aumento da biomassa e áreas de desova constitui uma experiência antiga e já testada em diversas categorias da pesca mundial marinha (Seaman Jr. & Sprague, 1991; Polovina, 1991). No Brasil estudos em reservatórios (Freitas *et al.*, 2002; 2005) mostraram que os habitats funcionaram como áreas de refúgio abrigando uma grande quantidade de espécies jovens, sendo a maior dominância para uma espécie predadora. Braga (2002) também encontrou resultados semelhantes, na qual a agregação de indivíduos jovens sugere que os habitats serviram como áreas de refúgio e abrigo. Santos *et al.*, (2008) reportam que os níveis de complexidade estrutural e a posição do habitat na coluna d'água, influenciam na atração dos peixes para os habitats artificiais. E na região Amazônica,

Cardoso (2008) observou que a abundância das espécies aumentou conforme o tempo de maior exposição dos habitats artificiais.

Apesar do aumento em estudos sobre habitats artificiais ser crescente nas últimas duas décadas, o conhecimento sobre seus efeitos na biota ainda são pontuais. Neste sentido, para normatizar e gerenciar o uso destas estruturas, independente de seu objetivo (comercial ou científico) o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) decretou em 2006 a Instrução Normativa N° 125 (Brasil, 2006). Esta legislação estabelece procedimentos quanto ao licenciamento ambiental para a implantação de estruturas artificiais, sendo em 2009, a IN n°125 revogada e a implantação de estruturas artificiais passou a ser regulada pela IN n°20 (Brasil, 2009).

O Parque Nacional de Anavilhanas, localizada no rio Negro (Amazonas), é uma unidade de proteção integral, que segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC (Lei N° 9.985/00). Faz parte de um mosaico de unidades de conservação do rio Negro com normas de uso e ocupação diferenciadas, que, no entanto, apresentam o mesmo objetivo de conservação dos recursos naturais regionais e da beleza cênica destas áreas. Anavilhanas possui uma intensa quantidade de habitats naturais distribuídos entre lagos, igarapés e paranás, como as margens, com galhos e troncos de árvores caídas, a floresta de igapó e a água aberta (Goulding *et al.*, 1988; Oliveira, 2003).

Estudos sobre a avaliação dos efeitos resultantes da introdução de estruturas artificiais em águas interiores ainda são escassas e urgentemente necessárias, dada a sua ampla aplicabilidade no meio aquático. A dinâmica de interação ecológica que estas estruturas assumem no ambiente ainda necessita ser melhor compreendida, desta forma, poderemos avaliar com cautela as vantagens e desvantagens de sua introdução, os ambientes mais apropriados e sugerir com maior confiabilidade o seu uso para o manejo de ecossistemas aquáticos.

A Tese está dividida em dois capítulos, o *Capítulo 1- A influência de atratores artificiais na estrutura das assembléias de peixes do Médio Rio Negro, Amazonas, Brasil* descreve as relações existentes entre a riqueza, a diversidade e abundância numérica das assembléias de peixes localizadas na água aberta dos lagos Arraia, Canauiri Pequeno, Canauiri Grande e Prato durante dois ciclos hidrológicos nos ambientes de atratores e controle. Discute a influência dos atratores sobre dois tipos de margens com diferentes características ambientais e o quanto isto afeta a diversidade e abundância numérica das assembléias de peixes. Descreve e classifica a ocorrência das

espécies presentes nos dois habitats, em função de sua frequência ao longo do ano. O *Capítulo 2 – Resposta de piscívoros em face da presença de atratores artificiais em lagos do Médio Rio Negro, AM*, analisa de que forma a presença dos atratores artificiais influencia na diversidade e abundância numérica das espécies piscívoras durante dois ciclos hidrológicos. E, verifica se os parâmetros pH, oxigênio, condutividade elétrica e temperatura influenciam na composição e diversidade das assembléias piscívoras nos habitats atrator e controle.

Na seção de *Considerações Finais* são apresentadas as possíveis aplicabilidades no uso de atratores artificiais em águas interiores, das possibilidades de materiais e designs e da gestão integrada desta ferramenta na Amazônia. Conforme recomendação deste Programa de Pós Graduação da UFAM, do curso de Ciências Pesqueiras nos Trópicos os capítulos desta tese encontram-se em formato de manuscritos, adaptados com as normas das revistas onde serão submetidas. Entretanto, para facilitar à leitura e análise dos capítulos, as figuras e tabelas foram organizadas no corpo do texto.

Material e Métodos Geral

O desenvolvimento deste estudo recebeu apoio financeiro, logístico e de pessoal dos projetos “Efeitos do aumento da complexidade ambiental sobre a diversidade e abundância da ictiofauna de lagos do rio Negro (Amazonas – Brasil)”, Edital Universal MCT/CNPq - nº02/2006, Processo nº 475476/2006-9, desenvolvido na Universidade Federal do Amazonas - UFAM, e “Enriquecimento de habitats e seus efeitos sobre as assembleias de peixes em lagos do Parque Nacional de Anavilhanas, Novo Airão, Amazonas” – Projeto aprovado pela Fundação O Boticário de Proteção a Natureza 200910097 e desenvolvido pelo Instituto PIATAM.

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA - Anavilhanas), município de Novo Airão / Amazonas, localizada no rio Negro, a cerca de 40 km a montante da cidade de Manaus (Figura 01). O arquipélago de Anavilhanas é formado por um complexo de aproximadamente 400 ilhas, sendo considerado um dos maiores arquipélagos fluviais do mundo (Ribeiro, 1983). Delimitada por rios de águas pretas e ácidas, as ilhas apresentam formato alongado distintas das encontradas nas áreas de várzea, entretanto também sofrendo forte influência dos períodos de cheia e seca resultantes do ciclo hidrológico.

A vegetação circundante dos lagos é composta por florestas inundáveis denominadas de floresta de igapó estacional. Assim como várias unidades de conservação, a área do PARNA - Anavilhanas é habitada por grupos sociais agroextrativistas que vivem em comunidades ou distribuídas no entorno dos rios e lagos. Existem atualmente cerca de 54 comunidades na área de entorno do PARNA.

Na parte central de Anavilhanas, o rio Negro é uma via fluvial navegável, caracterizada por variados igarapés, paranás e ilhas. Na margem esquerda dentre seus afluentes, encontram-se os rios Baependi e Apuaú, que serve também de limite para a reserva. Na margem direita, encontram-se os igarapés Sobrado, Grande, Açú e Tumbira. Segundo Goulding et al. (1988), o PARNA possui três importantes habitats que funcionam como sítios para a cadeia trófica de comunidades de peixes sendo eles: as praias, a floresta inundada (igapó) e margens com áreas de galhadas (*woody shore*).

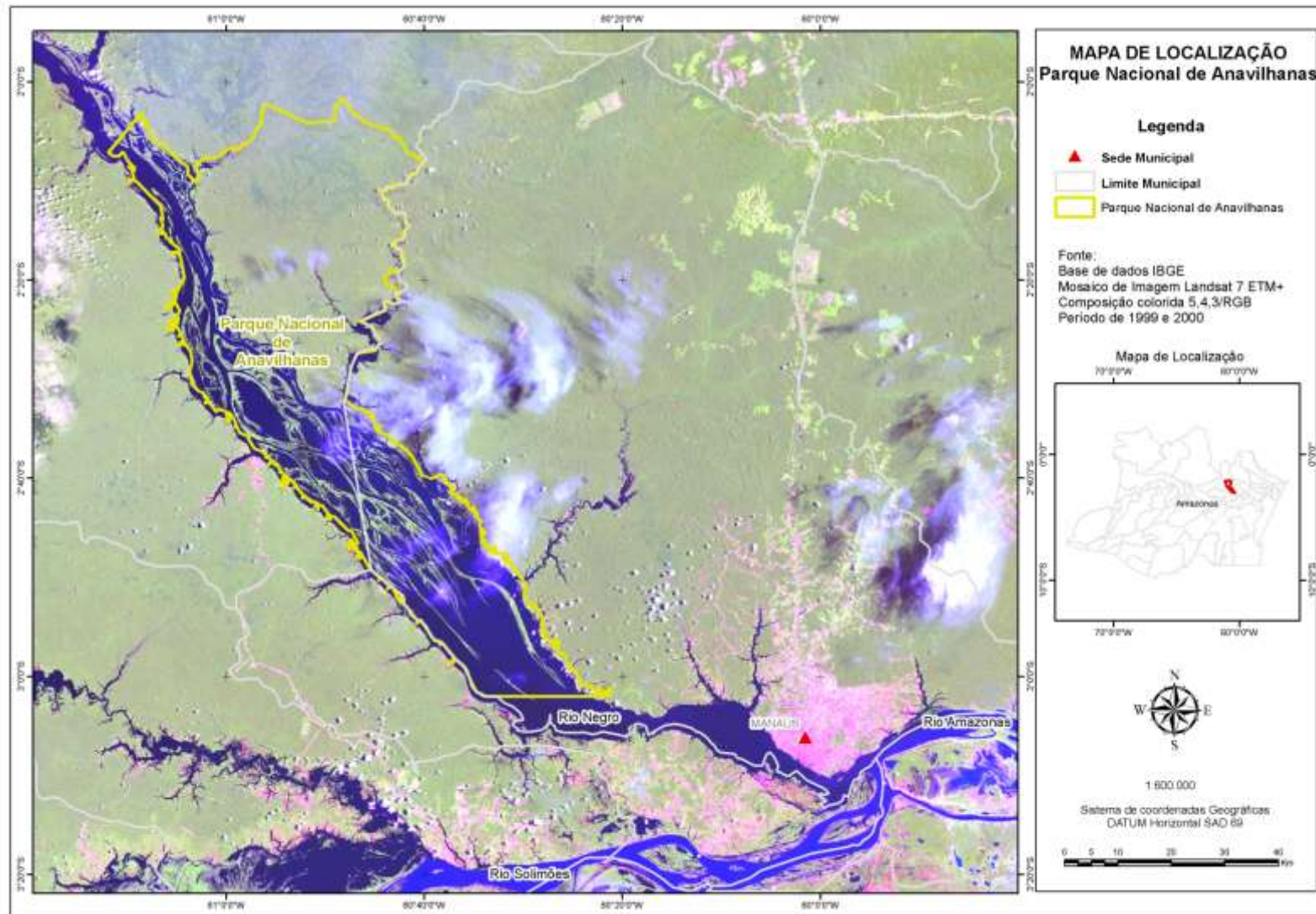


Figura 01. Localização da área de estudo, Parque Nacional de Anavilhanas (PARNA), no Estado do Amazonas, no rio Negro. Mosaico de Imagem Landsat 7 ETM+, Composição colorida 5,4,3/RGB - Período 1999 e 2000.

Descrição dos atratores artificiais

O tipo de atrator artificial utilizado no estudo foi adaptado do modelo proposto por Löffler (1997) em estudos semelhantes desenvolvidos no lago Constance, Bodensee – Alemanha. Os oito habitats foram construídos no formato de um quadrado de madeira, medindo 5,0 m x 5,0 m, com uma abertura ao centro semelhante a um tanque-rede e, fixados galões de 60 litros nas quatro extremidades (Figura 02). O centro do habitat foi preenchido com galhos de arbustos de diferentes tamanhos e em seguida a estrutura foi afundada a aproximadamente 60m de distância de cada margem dos lagos. Para estabilizar os habitats, foram usadas poitas de concreto armado para garantir a fixação das estruturas no fundo do lago (Figura 03).



Figura 02. Ilustração do modo de fixação dos galhos no interior dos atratores artificiais construídos para o experimento deste estudo.



Figura 03. Imagem dos atratores artificiais na margem do lago Prato antes de ser afundado.

Foram selecionados quatro lagos para o estudo: Prato ($02^{\circ}42'447''$ S $060^{\circ}45'031''$ W), Arraia ($02^{\circ}43'351''$ S $060^{\circ}46'577''$ W), Canauiri Grande ($02^{\circ}38'331''$ S $060^{\circ}49'225''$ W) e Canauiri Pequeno ($02^{\circ}38'812''$ S $060^{\circ}50'235''$ W) (Figura 04) em cada lago foram instalados dois habitats artificiais, posicionados em dois diferentes níveis de complexidade ambiental denominados de margem tipo 1 e 2.

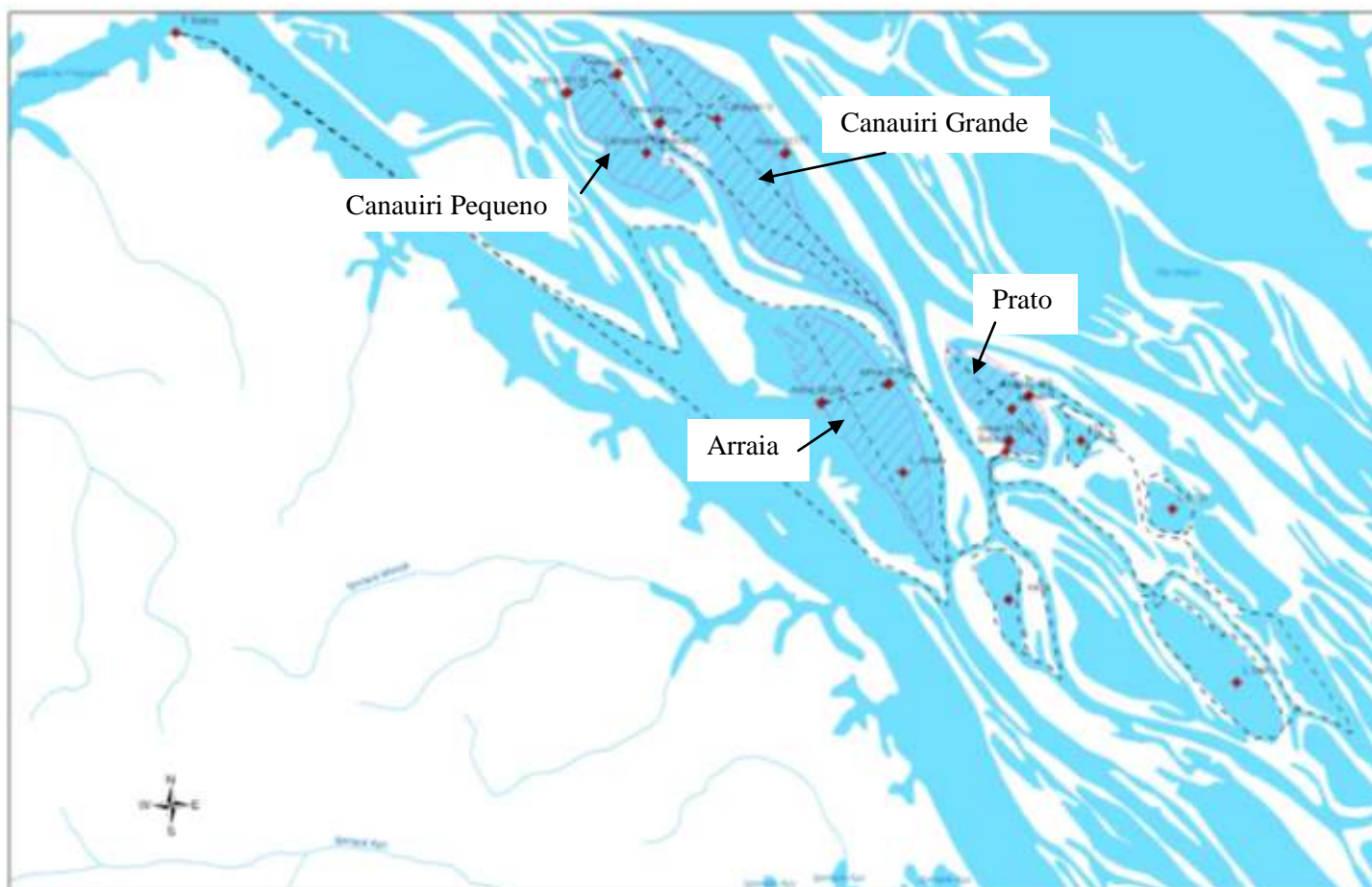


Figura 04. Ilustração da localização dos lagos estudados: Prato, Arraia, Canauiri Grande e Canauiri Pequeno no PARNA Anavilhanas.

A margem tipo 1 é caracterizada pela presença de solo mais compacto com coloração clara, vegetação distante da margem, com formação de praias e barrancos, já a margem tipo 2 apresenta solo argiloso, menos compacto, com coloração escura, vegetação bem próxima da margem, sem formação de barrancos ou praias, representa a parte mais baixa do lago (Figura 05). Os atratores foram fixadas a uma distância de 60m da margem para o centro do lago. Baseado na mesma metodologia foi definida uma área controle em cada ambiente experimental, com pontos de amostragens situados na mesma distância da margem em que foram determinadas para os atratores artificiais (Figura 05).

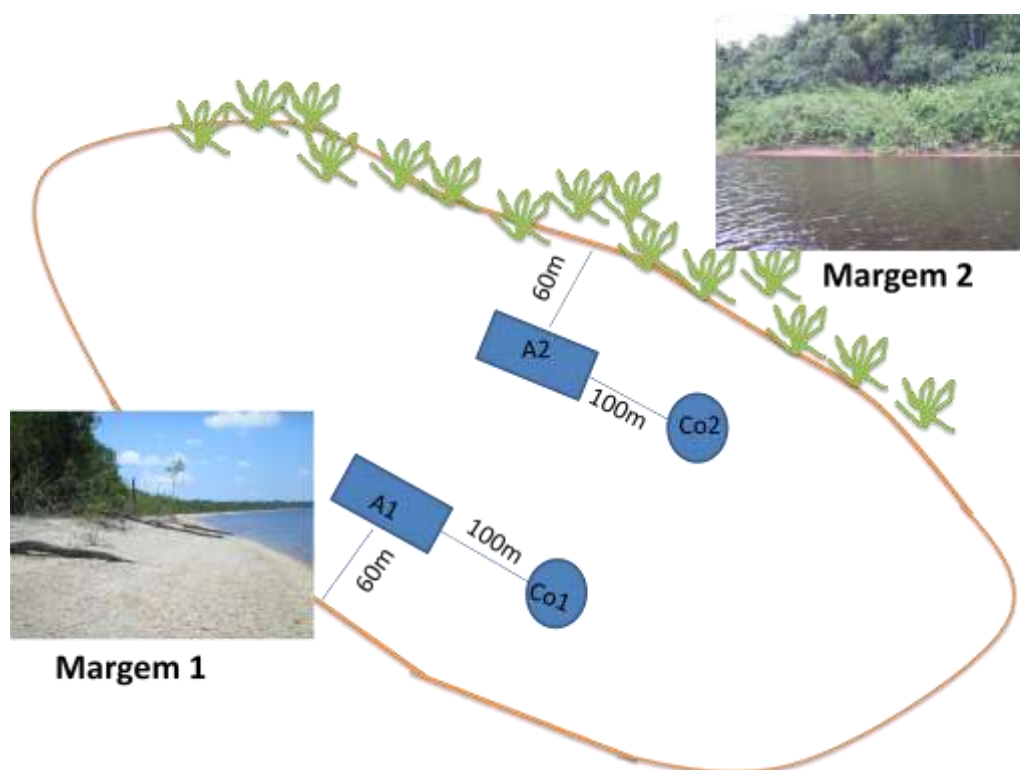


Figura 05. Lay-out da disposição dos atratores artificiais (A1 e A2) em relação à distância da margem do lago (60m) e do grupo controle (Co1 e Co2) (100m). As imagens da margem 1 e 2 ilustram suas diferenças quanto a paisagem.

Amostragens

As pescarias experimentais foram realizadas trimestralmente, ao longo de 24 meses, nos últimos dez dias de cada mês, iniciando cerca de 90 dias após a introdução dos habitats artificiais na água. As capturas foram realizadas através de baterias de malhadeiras (rede-de-espera), com tamanhos de malha variando de 30 a 100 mm entre nós opostos, dispostas aleatoriamente no entorno dos habitats artificiais e nas áreas controle. As malhadeiras foram armadas ao amanhecer, sendo expostas no lago por um

período de duas horas (05h às 07h), seguido da despesca e, outra captura no final da tarde (17h às 19h) com mesma duração. Após a despesca os peixes foram etiquetados, fixados em formol a 10% e transportados ao laboratório de Ecologia de Peixes do INPA. Os peixes foram pesados, medidos e lavados em água corrente para serem preservados em álcool a 70%. Após este processo os peixes foram identificados através de chaves de identificação e com a ajuda de especialistas do INPA.

Função ecológica dos habitats

Após as pescarias experimentais, durante o horário de maior disponibilidade de luz durante o dia na lâmina d'água, foram realizadas observações visuais e buscas ativas, para averiguar a presença de ovos de peixes aderidos aos galhos do habitat, foi registrada também a presença de outros organismos (perifíton, moluscos, esponjas) que estariam se associando ao atrator. Através da identificação da composição específica da ictiofauna, as espécies foram organizadas em três categorias quanto à interação com os habitats artificiais (Bonsack & Talbot, 1980): 1) visitantes: espécies que usam o habitat por períodos breves; 2) residentes: espécies que permanecem por longos períodos no habitat; 3) visitantes ocasionais: espécies com pouca ou nenhuma interação com o habitat.

Fatores ambientais

Concomitantemente às amostragens, as seguintes variáveis ambientais foram medidas durante os dois ciclos hidrológicos:

- Profundidade (cm), através de um profundímetro;
- Temperatura (C°), com um termômetro digital portátil de campo.
- Oxigênio Dissolvido em (mg/l), com um aparelho oxímetro digital portátil de campo;
- pH com um potenciômetro digital portátil de campo;
- Condutividade elétrica em $\mu\text{S}/\text{cm}$, com um potenciômetro digital portátil de campo;

Estas medidas foram realizadas no período da manhã concomitante as capturas de 06h e no final da tarde nas capturas de 18h.

Desenho experimental

Foi aplicada uma análise de variância two-way com medidas repetidas no tempo, tendo como efeitos o atrator (presença e ausência) e o tipo de margem. Os quatro lagos foram usados como réplicas a fim de permitir o teste dos efeitos principais, da interação dos efeitos principais, do tempo, representado pelas medidas efetuadas em cada fase do ciclo hidrológico: enchente, cheia, vazante e seca e das interações dos efeitos principais com o tempo.

$$\frac{Nmin}{Nmax} = M + A + EA + L + EA * A + EA * L + A * L + \mathcal{E}$$

Onde,

A: ano 1 e 2

EA: Estações do ano (enchente, cheia, vazante e seca)

L: lagos (1,2,3,4)

\mathcal{E} : resíduo

Fator de variação

L (4)

EA (4)

Diante disso, o modelo permitiu a realização de um estudo correlacional com medidas repetidas no tempo. O esquema de planejamento experimental pressupôs a realização de oito medidas repetidas (amostragens) no tempo (T1, T2, ..., T8), efetuadas nas estações do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca), ao longo de dois anos, resultando no seguinte desenho experimental:

| AMBIENTE | | | | | | | |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Margem 1 | | Margem 2 | | Margem 1 | | Margem 2 | |
| HABITAT | | | | | | | |
| Atrator | Controle | Atrator | Controle | Atrator | Controle | Atrator | Controle |
| T1 | | | | | | | |
| T2 | | | | | | | |
| T3 | | | | | | | |
| T4 | | | | | | | |
| T5 | | | | | | | |
| T6 | | | | | | | |
| T7 | | | | | | | |
| T8 | | | | | | | |

Análise dos dados

Índices de diversidade

Para estimar a riqueza específica da comunidade capturada foi calculado o índice de Margalef (Ludwig & Reynolds, 1988), que analisa a relação entre o número total de espécies e o número total de indivíduos observados, na fórmula a seguir:

$$R1 = \frac{S-1}{\ln(n)}$$

onde: S = Número total de espécies na amostra.

n = Número total de indivíduos na amostra.

Entre os índices de dominância de uma ou mais espécies, escolhemos o índice de Berger-Parker que representa a dominância de uma espécie na estrutura da comunidade, de acordo com a fórmula (Berger & Parker, 1970).

$$d = \frac{n_{max}}{N}$$

onde:

n_{max} é o número de indivíduos da espécie mais abundante; e

N é o número de indivíduos presentes na amostra.

Para estimar a diversidade foi calculado o índice de Shannon-Wiener (Shannon & Wiener, 1949):

$$H' = -\sum P_i (\ln P_i)$$

onde,

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad e$$

n_i é o número de indivíduos da espécie i,

N é o número de indivíduos presentes na amostra.

Foi calculada também a Equitabilidade

$$E = H' \ln S \quad (\text{Magurran, 1988})$$

onde:

H' é o índice de diversidade de Shannon;

S é o número de espécie presentes na amostra.

Modelos da relação espécie-abundância

May (1975) considera os modelos de espécie-abundância como fundamentais para a investigação da diversidade, pois utilizam todas as informações sobre a diversidade das comunidades biológicas e, constitui desta maneira, a mais completa descrição matemática deste tipo de dado. Pielou (1975) cita quatro modelos principais (Figura 06) utilizados em Ecologia: distribuição série logarítmica, série lognormal, série geométrica e “Broken stick” de MacArthur.

A série logarítmica foi à primeira tentativa de descrever a relação entre o número de espécies e suas abundâncias. Neste modelo, o número esperado de espécies com n indivíduos é dado por $\alpha x^n/n$, onde x é uma constante menor do que 1,0 dependente do tamanho da amostra e α é uma constante característica da comunidade, independente do tamanho da amostra, que pode ser usada satisfatoriamente como um índice de diversidade (Magurran, 1988).

A distribuição lognormal é considerada como um bom descritor da estrutura de comunidades naturais, particularmente para comunidades grandes, estáveis, no equilíbrio ou nas proximidades deste (May, 1975; Whittaker, 1970). Este tipo de distribuição é do tipo contínua e em forma de sino. As distribuições lognormal e série logarítmica apresentam-se como intermediárias entre a série geométrica e o modelo de “Broken Stick”, pois assumem uma curva sigmóide, mas diferenciam-se pela abundância mais comum de espécies intermediárias.

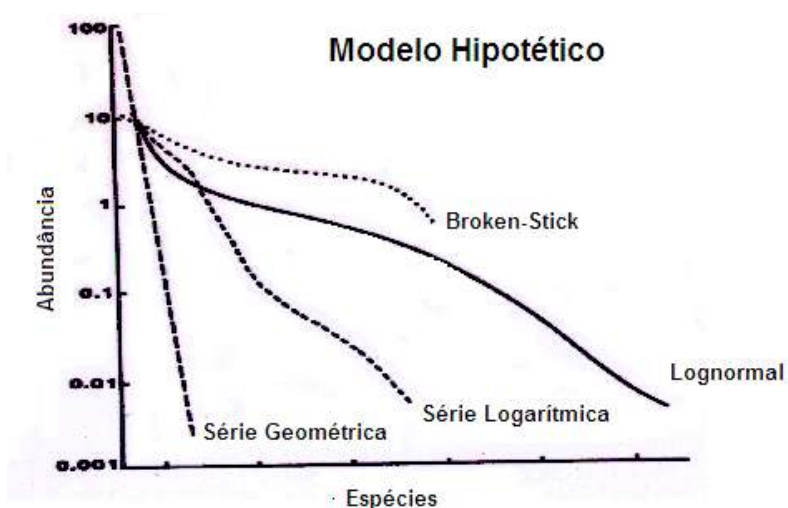


Figura 06. Modelos hipotéticos de relações espécie-abundâncias para comunidades naturais, de acordo com “Whittaker plot”(Magurran, 1988).

Análise de Ordenação

A técnica de utilizar Análises Discriminantes (Manly, 1994) usando as medidas físicas e químicas como variáveis independentes e o tipo de habitat (atratores e áreas controle), o lago (Arraia, Canauiri Pequeno, Canauiri Grande e Prato) e a estação do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca) como variáveis respostas foram empregadas buscando identificar a existência de padrões espaciais e/ou temporais determinados por características ambientais.

Regressão Múltipla

Uma Regressão Múltipla dos Componentes Principais foi calculada (Fekedulegn et al., 2002) com o objetivo de avaliar a influência dos parâmetros físico-químicos no número de espécies de piscívoros presentes durante o ciclo hidrológico. Esta técnica de usar as cargas dos componentes principais como variáveis independentes em uma regressão é um método adequado para situações em que é esperada a ocorrência de multicolinearidade das variáveis, como no caso de variáveis ambientais, produzindo uma melhor estabilidade na estimativa dos coeficientes da regressão (Fekedulegn et al., 2002).

Análise de Similaridade ANOSIM

Para verificar possível diferença estatística ($p < 0,05$) entre os ambientes amostrados, atratores e controle, e o período sazonal das amostragens com dados de abundância numérica e peso, aplicou-se a Análise de Similaridade Bi-fatorial (ANOSIM), proposta por Clarke e Green (1988). Esta análise gera um teste global que verifica a diferença existente na composição de espécies entre as unidades analisadas.

Capítulo 1

A influência de atratores artificiais na estrutura das assembleias de peixes do Médio Rio Negro, Amazonas, Brasil.^a

Kedma Cristine Yamamoto¹

Carlos Edwar de Carvalho Freitas¹

Jansen Zuanon²

¹ Faculdade de Ciências Agrárias (FCA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Av. General Rodrigo Otávio Ramos Jordão, 3000. Coroado, Manaus-AM, 69077-000.

² Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), CP 478, 69.083-970, Manaus AM, Brasil.

Palavras-chaves: atratores artificiais, Amazônia, assembleias de peixes.

^a Artigo a ser submetido à revista:

Freshwater Biology

ISSN revista impressa: 0046-5070

ISSN revista *online*: 1365-2427

Frequência: Mensal

Fator de Impacto: 2,861

SUMÁRIO

1. Estudos sobre a avaliação dos efeitos do uso de estruturas artificiais sobre as assembléias de peixes marinhas são bastante difundidos na literatura, entretanto essa abordagem em águas interiores ainda é incipiente.
2. Testamos os efeitos do aumento da heterogeneidade ambiental através do uso de atratores artificiais, sobre as assembléias de peixes em habitats de água aberta de lagos de água preta da Amazônia Central. O efeito dos atratores também foi testado para dois níveis de complexidade ambiental.
3. Os resultados revelaram que os atratores artificiais exercem forte influência sobre as assembléias de peixes nas estações secas e que a abundância e a diversidade respondem de forma relacionada a esta mudança ambiental.
4. A heterogeneidade ambiental próxima aos atratores não apresentou relações com a diversidade e abundância das assembléias. O uso destes habitats artificiais especialmente em períodos extremos, como a seca, foi maior (riqueza e abundância) do que nas áreas controle, assumindo um importante papel de manchas favoráveis, oportunas para áreas de refúgio.

INTRODUÇÃO

Estudos sobre a avaliação dos efeitos do aumento da complexidade ambiental decorrentes da introdução de atratores artificiais são bastante difundidos em ambientes marinhos, onde a introdução de estruturas é efetuada principalmente com o objetivo de aumentar a produtividade pesqueira. Os atratores artificiais também promovem redução da pressão pesqueira sobre estoques definidos, promovem ações mitigadoras de impactos ambientais e de restauração de habitats, além de poderem atuar no controle de erosão de praias e no fornecimento de locais de desova (Bonsack & Sutherland, 1985).

Também conhecidos como Fishing Agregacion Devices – FADS, os atratores artificiais exercem influência sobre as interrelações de populações naturais, demonstrando que espécies de peixes predadores tendem a dominar em biomassa as assembléias de peixes agregadas aos atratores (Seaman & Sprage, 1991). Brock & Grace (1987) encontraram, em ambientes artificiais instalados no Hawaí, uma média de 70% de peixes predadores, sendo o restante da ictiofauna formada por herbívoros, planctívoros e onívoros.

A captura por unidade de esforço (CPUE) de espécies predadoras pode ser maior em áreas de habitats artificiais. Os estudos de Paxton & Stevenson (1979) em reservatórios de Ohio, EUA, revelaram que os valores de CPUE foram maiores em áreas com estruturas artificiais. Espécies predadoras como smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*), rock bass (*Ambloplites rupestris*) e bluegill (*Lepomis macrochirus*) são comumente as espécies que apresentaram maior abundância nas proximidades de habitats artificiais (Bolding *et al.*, 2004). O mesmo foi observado no reservatório das Lajes, no Brasil, onde a espécie mais abundante (74,5%) nos habitats artificiais foi o tucunaré (*Cichla kelberi*), um peixe de hábito piscívoro. (Santos *et al.*, 2008).

O aumento na quantidade de espécies predadoras em habitats artificiais pode ser causado pelo incremento na abundância de espécies forrageiras, geralmente de pequeno porte, que usam os habitats como áreas de refúgio. As espécies de peixes que colonizam habitats artificiais e naturais podem ser classificadas, segundo Talbot *et al.*, (1978) e Bonsack & Talbot (1980), em: *residentes*, que tendem a permanecer na estrutura por longos períodos; *visitantes*, que utilizam por poucos períodos, variando de minutos, horas, dias, ou sazonalmente; *passageiras* (em trânsito), aquelas que são ocasionalmente

observadas junto aos habitats artificiais, mas que não fazem parte da estrutura de assembléias do local. Em alguns estudos as espécies passageiras são ignoradas, mas Bonsack (1989) encontrou que 1,5% das espécies estavam nessa categoria, mas representavam 38,8% das espécies de interesse comercial. Além disso, são também potenciais predadores ou competidores, podem ser comedores de ovos de outras espécies, alimentando-se do plâncton (tanto as passageiras como as visitantes). O comportamento das espécies pode ser diferente dependendo do tamanho do habitat artificial. Em estruturas pequenas, geralmente com poucos recursos associados, podem apresentar-se como visitantes, e em outras ocasiões podem ser residentes.

Woodhead *et al.*, (1982) consideraram que a introdução de habitats artificiais pode incrementar a produtividade do sistema, por meio do aumento da disponibilidade de alimento e abrigo, além de formarem a base para a colonização e para o desenvolvimento de comunidades biológicas. Entretanto, ainda existem lacunas acerca dos efeitos do aumento da heterogeneidade ambiental através do uso de habitats artificiais, e mais ainda, não se sabe até que ponto eles contribuem para a recuperação de habitats degradados.

Na Amazônia, dada a grande importância da diversidade de habitats naturais para as populações bióticas presentes nos igarapés, lagos e rios, é importante iniciar experimentos que testemos efeitos de estruturas artificiais sobre as populações naturais de peixes. Neste contexto, devido à relevante importância ambiental e econômica dos lagos para a pesca na região Amazônica, foi conduzido um experimento, no sentido de avaliar os efeitos da introdução de habitats artificiais sobre as assembléias de peixes em lagos de água preta da Amazônia Central brasileira.

O uso de atratores artificiais para promover aumento da biomassa de peixes e áreas de desova constitui uma prática bem estabelecida e já testada em diversas categorias da pesca mundial marinha (Seaman Jr. & Sprague, 1991; Polovina, 1991). No Brasil, estudos realizados em reservatórios por Freitas *et al.*, (2002, 2005) verificaram que os habitats aumentaram a heterogeneidade espacial e funcionaram como áreas de refúgio para a ictiofauna. Braga (2002) encontrou resultados semelhantes, demonstrando que houve agregação de indivíduos jovens e sugerindo que os habitats funcionam como áreas de refúgio contra predação e abrigo. Santos *et al.*, (2008) reportaram que os níveis de complexidade estrutural e a posição do habitat na coluna d'água influenciaram a intensidade do efeito de atração dos peixes para os habitats

artificiais. Na Amazônia, Cardoso (2008) observou que a diversidade e abundância de peixes aumentam com o tempo de exposição do atrator, especialmente dos ciclídeos.

A função ecológica que estes artefatos assumem no ambiente e sua interação com a biota aquática ainda necessitam ser testados e elucidados, especialmente em águas interiores. Ainda, é necessário avaliar quantitativamente os efeitos dessa manipulação experimental de habitats sob diferentes condições naturais de complexidade ambiental. Isso permitiria uma análise mais acurada das situações onde o uso de atratores artificiais resultaria em um aumento expressivo da complexidade ambiental local, e, por conseguinte, da quantidade e diversidade de peixes. Desta forma, será possível avaliar com cautela as vantagens e desvantagens de sua introdução, e sugerir com maior confiabilidade o seu uso para o manejo de ecossistemas.

O Parque Nacional de Anavilhanas, localizado no rio Negro (Amazonas), é uma unidade de proteção integral, que segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC (Lei Nº 9.985/00), tem como objetivo a preservação da natureza possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza, e de turismo ecológico. Faz parte de um mosaico de unidades de conservação do rio Negro, com normas de uso e ocupação diferenciadas, que, no entanto, apresentam o mesmo objetivo de conservação dos recursos naturais regionais e da beleza cênica destas áreas.

O Arquipélago das Anavilhanas possui uma grande quantidade de ambientes naturais distribuídos entre lagos, igarapés e paranás. Esses ambientes apresenta uma grande diversidade de habitats para a ictiofauna, como as margens, com galhos e troncos de árvores caídas, as florestas de igapó, e as águas abertas (Oliveira, 2003). Esse complexo de 400 ilhas abriga uma rica diversidade de peixes (Goulding *et al.*, 1988; Garcia, 1995; Oliveira, 2003), sendo ainda necessários mais estudos sobre sua composição, diversidade e interações ecológicas.

A realização de experimentos com atratores artificiais e seus efeitos nas assembleias de peixes em áreas abertas dos lagos de Anavilhanas, representa uma oportunidade importante para sanar lacunas que existem sobre estudos de atratores artificiais em águas interiores, ao mesmo tempo em que pode servir para o aumento do conhecimento sobre a biodiversidade do arquipélago, que possui características únicas na região Amazônica. Além disso, as informações geradas poderão subsidiar políticas

de manejo tanto para o Parque como para a pesca em lagos do rio Negro, e possíveis aplicações na recuperação de áreas degradadas com baixa heterogeneidade ambiental.

Neste trabalho buscamos responder as seguintes questões: a) O aumento da heterogeneidade espacial dos ambientes de águas abertas dos lagos por meio da introdução dos atratores artificiais gera um aumento na diversidade e a abundância em peso (g) das assembléias de peixes?; b) há diferenças significativas na abundância e diversidade das assembléias de peixes com uso de atratores artificiais em locais com diferentes níveis de complexidade ambiental?; e c) qual a função ecológica dos atratores artificiais (refúgio, local de desova) para as assembléias de peixes dos lagos de Anavilhanas?

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragens

O estudo foi conduzido em quatro lagos do Arquipélago das Anavilhanas, rio Negro. Os lagos e as ilhas possuem formato alongado, sendo conectados durante todo o ano por canais (paraná), os lagos estão localizados no interior do arquipélago, sendo que dois deles (Canauiri Pequeno e Arraia) estão mais próximos do canal principal e outros dois (Prato e Canauiri Grande) mais ao centro. A variação no nível de água destes lagos ao longo do ano é de 10 metros e suas águas apresentam pH entre 4,6-5,6. A classificação dos tipos de margem foi estabelecida de acordo com a distância do floresta de igapó em relação à margem do lago, sendo tipo 1 – margem mais próxima da floresta e tipo 2 – margem mais distante da floresta.

Os atratores foram construídos com madeira, no formato de uma moldura quadrada com dimensões de 5m x 5m. O espaço no interior do quadrado foi preenchido com galhos de arbustos das margens dos lagos, e os atratores foram fixados no fundo do lago com poitas de concreto. Em cada lago foram instalados dois atratores, distante da margem cerca de 60m, sendo um colocado na margem mais próxima da floresta (margem tipo 1) e outra na margem mais distante da floresta (margem tipo 2). Em cada lago também foram estabelecidas duas áreas-controle, sem a presença dos atratores. A escolha dessas áreas foi realizada com base na ausência de complexidade estrutural, como galho e troncos de árvores oriundos da floresta.

As amostragens foram realizadas trimestralmente, durante 24 meses, nas quatro fases do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca). As capturas foram realizadas com uso de baterias de malhadeiras (rede-de-espera), com diferentes tamanhos de malha variando de 30 a 100 mm entre nós opostos, dispostas aleatoriamente no entorno dos oito atratores artificiais e das oito áreas controle. As malhadeiras foram armadas ao amanhecer, sendo expostas no lago por um período de duas horas (05h às 07h), seguido da despesca e, outra captura no final da tarde (17h às 19h). Após a despesca os peixes foram etiquetados, fixados em formol a 10% e transportados ao Laboratório de Sistemática e Ecologia de Peixes do INPA. Os peixes foram identificados através de chaves taxonômicas e por especialistas, pesados (g) e medidos (cm).

Função ecológica dos habitats

Após as pescarias experimentais, durante o horário de maior disponibilidade de luz durante o dia na lâmina d'água, foram realizadas observações visuais e buscas ativas, para averiguar a presença de ovos de peixes aderidos aos galhos do habitat, foi registrada também a presença de outros organismos (perifíton, moluscos, esponjas) que estivessem associados aos atratores. O modelo de Bohnsack *et al.*, (1991) foi adaptado neste estudo e as espécies foram organizadas em três categorias: **visitantes ocasionais**: as espécies que ocorreram em apenas uma fase do ciclo hidrológico; **visitantes**: aquelas que ocorreram nos habitats em duas ou três fases do ciclo hidrológico; e **residentes**: aquelas que ocorreram nas quatro fases do ciclo.

Análise dos dados

Com a finalidade de testar as hipóteses acerca do efeito da presença dos atratores artificiais em relação às áreas-controle, considerando os dois tipos de margem e a fase do ciclo hidrológico, foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) com medidas repetidas no tempo, usando como variáveis resposta a riqueza de espécies, o peso (g), a diversidade de Shannon (em número de exemplares, $H'n$) e (peso, $H'p$), equitabilidade (J), e o índice de dominância de Berger-Parker (d). Foram aplicados os modelos de espécie-abundância (Pielou, 1975) para distribuições do tipo série logarítmica e série lognormal, para verificar a quais destes modelos os dados apresentavam melhor ajuste.

As medidas efetuadas nas quatro fases do ciclo hidrológico, ao longo de dois anos, foram consideradas como medidas repetidas no tempo com a finalidade de avaliar simultaneamente os efeitos de colonização e/ou das modificações ambientais decorrentes das flutuações no nível da água. Este delineamento multivariado foi resolvido na forma univariada com o uso de um modelo de parcelas subdivididas. A condição de esfericidade foi testada em todas as análises e o índice de Huynh-Feldt (Girden, 1992) foi empregado sempre que ocorreu violação dessa premissa.

O modelo estatístico usado foi:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha_i * \beta_j + \xi_{ij} + \phi_k + \phi_k * \alpha_i + \phi_k * \beta_j + \phi_k * \alpha_i * \beta_j + \varepsilon_{ijk}$$

Onde,

Y_{ijk} – variável resposta

μ - média geral

α_i – efeito da presença do atrator ($i = 1, 2$)

β_j – efeito do tipo de margem ($j = 1, 2$)

$\alpha_i * \beta_j$ – efeito da interação entre a presença do atrator ($i = 1, 2$) e o tipo de margem ($j = 1, 2$)

ξ_{ij} – resíduo da unidade principal

ϕ_k – efeito da estação do ciclo hidrológico ao longo de dois anos ($k = 1, 2, \dots, 8$)

$\phi_k * \alpha_i$ – efeito da interação entre a estação do ciclo hidrológico ($k = 1, 2, \dots, 8$) e a presença do atrator ($i = 1, 2$)

$\phi_k * \beta_j$ – efeito da interação entre a estação do ciclo hidrológico ($k = 1, 2, \dots, 8$) e o tipo de margem ($j = 1, 2$)

$\phi_k * \alpha_i * \beta_j$ – efeito da interação entre a estação do ciclo hidrológico ($k = 1, 2, \dots, 8$), a presença do atrator ($i = 1, 2$) e o tipo de margem ($k = 1, 2$)

ε_{ijk} – resíduo da unidade secundária

Uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico NMDS foi calculada para as unidades experimentais compostas por lagos, segundo o tipo de habitat e fase do ciclo hidrológico. Estas unidades compostas foram os objetos a serem ordenados, e a abundância numérica das espécies amostradas em cada combinação de local + fase representou os descritores, como forma de identificar a ocorrência de padrões espaciais e temporais na estruturação das assembléias de peixes associadas aos atratores. Para verificar possíveis diferenças entre as os atratores e o controle, nos

diferentes períodos sazonais, foi aplicada uma Análise de Similaridade Bi-fatorial (ANOSIM; Clarke e Green, 1988) com base nos dados de abundância numérica e peso das espécies, calculados na forma do Índice de Morisita (Manly, 1994).

RESULTADOS

Composição específica das assembléias

Foi capturado um total de 7.511 exemplares, distribuídos em 107 espécies, 70 gêneros, 21 famílias e 5 ordens. Deste total, 4.169 exemplares foram capturados nos atratores (95 espécies), enquanto nas áreas-controle foram capturados 3.342 peixes de 81 espécies. Siluriformes foi a ordem mais abundante nas amostras, representando 53% das capturas em exemplares nos atratores e 74% no controle (Figura 1). As outras ordens presentes, por ordem decrescente de importância, foram: Characiformes, Perciformes, Clupeiformes e Gymnotiformes nos atratores e, Characiformes, Clupeiformes, Perciformes e Gymnotiformes nas áreas-controle.

Lista Taxonômica

Ordem CLUPEIFORMES

Família Pristigasteridae

Ilisha amazonica (Miranda Ribeiro, 1920)

Pellona castelnaeana Valenciennes, 1847

Pellona flavipinnis (Valenciennes, 1837)

Pristigaster cayana Cuvier, 1829

Família Engraulidae

Anchovia surinamensis Lacepède, 1803

Anchoviella carrikeri Fowler, 1940

Lycengraulis batesii (Günther, 1868)

Superordem OSTARIOPHYSI

Ordem CHARACIFORMES

Família Curimatidae

Curimata inornata Vari, 1989

Curimata vittata (Kner, 1858)

Cyphocharax abramoides (Kner, 1858)

Cyphocharax notatus (Steindachner, 1908)

Micromischodus sugillatus Roberts, 1971
Potamorhina altamazonica (Cope, 1878)
Potamorhina latior (Spix & Agassiz, 1829)
Steindachnerina sp.

Família Prochilodontidae

Semaprochilodus insignis (Jardine, 1841)
Semaprochilodus taeniurus (Valenciennes, 1821)

Família Anostomidae

Anostomus sp.
Laemolyta proxima (Garman, 1890)
Laemolyta taeniata (Kner, 1858)
Leporinus fasciatus (Bloch, 1794)
Rhytiodus argenteofuscus Kner, 1858
Schizodon fasciatus Spix & Agassiz, 1829

Família Hemiodontidae

Anodus melanopogon Cope, 1878
Anodus orinocensis (Steindachner, 1887)
Anodus sp.
Argonectes longiceps (Kner, 1858)
Hemiodus immaculatus Kner, 1858
Hemiodus microlepis Kner, 1858
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)
Hemiodus sp.

Família Characidae

Agoniates halecinus Müller & Troschel, 1845
Bryconops alburnoides Kner, 1858
Metynniss hypsauchen (Muller & Troschel, 1844)
Myleus torquatus (Kner, 1858)
Myloplus asterias (Müller & Troschel, 1844)
Pristobrycon calmoni (Steindachner, 1908)
Serrasalmus altispinis Merckx, Jégu & Santos, 2000
Serrasalmus gouldingi Fink & Machado-Allison, 1992
Serrasalmus hollandi (Eigenmann, 1915)
Serrasalmus manueli (Fernández-Yépez & Ramírez, 1967)
Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)

Tetragonopterus chalceus Spix & Agassiz, 1829
Tometes makue Jégu, Santos & Belmont-Jégu, 2002
Triportheus albus Cope, 1872
Triportheus angulatus (Spix & Agassiz, 1829)

Família Acestrorhynchidae

Acestrorhynchus falcirostris (Cuvier, 1819)

Família Cynodontidae

Rhaphiodon vulpinus Agassiz, 1829

Família Ctenoluciidae

Boulengerella lucius (Cuvier, 1816)

Ordem SILURIFORMES

Família Loricariidae

Dekeyseria scaphirhyncha (Kner, 1854)
Loricaria cataphracta Linnaeus, 1758
Loricariichthys acutus (Valenciennes, 1840)
Loricariichthys nudirostris (Kner, 1853)
Pseudoloricaria laeviuscula (Valenciennes, 1840)
Reganella depressa (Kner, 1853)

Família Pimelodidae

Brachyplatystoma capapretum Lundberg & Akama, 2005
Brachyplatystoma filamentosum (Lichtenstein, 1819)
Calophysus macropterus (Lichtenstein, 1819)
Hypophthalmus edentatus Spix & Agassiz, 1829
Hypophthalmus fimbriatus Kner, 1858
Hypophthalmus marginatus Valenciennes, 1840
Pimelodina flavipinnis Steindachner, 1876
Pimelodus blochii Valenciennes, 1840
Pimelodus sp.
Pinirampus pirinampu (Spix & Agassiz, 1829)
Platynematichthys notatus (Jardine, 1841)

Família Heptapteridae

Pimelodella sp.

Família Doradidae

Acanthodoras spinosissimus (Eigenmann & Eigenmann, 1888)
Astrodoras asterifrons (Kner, 1853)

Centrodoras brachiatus (Cope, 1872)
Centrodoras hasemani (Steindachner, 1915)
Centrodoras ¹sp.
Doras fimbriatus Kner, 1855
Nemadoras elongatus (Boulenger, 1898)
Nemadoras hemipeltis (Eigenmann, 1925)
Nemadoras leporhinus (Eigenmann, 1912)
Nemadoras sp.
Opsodoras boulengeri (Steindachner, 1915)
Opsodoras morei (Steindachner, 1881)
Opsodoras sp.
Opsodoras ternetzi Eigenmann, 1925
Trachydoras microstomus (Eigenmann, 1912)
Trachydoras nattereri (Steindachner, 1881)

Família Cetopsidae

Cetopsis coecutiens (Lichtenstein, 1819)

Família Auchenipteridae

Ageneiosus dentatus Kner, 1858
Ageneiosus polystictus Steindachner, 1915
Ageneiosus ucayalensis Castelnau, 1855
Ageneiosus vitattus Steindachner, 1908
Auchenipterichthys longimanus (Günther, 1864)
Auchenipterus britskii Ferraris & Vari, 1999
Centromochlus heckelii (De Filippi, 1853)
Centromochlus macracanthus Soares-Porto, 2000
Centromochlus sp.
Pseudepapterus sp.
Tatia intermedia (Steindachner, 1877)

Ordem GYMNOTIFORMES

Família Apterontidae

Sternarchorhynchus goeldii de Santana & Vari, 2010

Família Rhamphichthyidae

Rhamphichthys rostratus (Linnaeus, 1766)

¹ *Centrodoras* sp. representa uma espécie nova, coletada em todos os lagos do estudo, principalmente durante os períodos de enchente e cheia.

Família Sternopygidae

Rhabdolichops troscheli (Kaup, 1856)

Ordem PERCIFORMES

Família Cichlidae

Acaronia nassa (Heckel, 1840)

Cichla monoculus Spix & Agassiz, 1831

Cichla temensis Humboldt, 1821

Crenicichla macrophthalma Heckel, 1840

Geophagus altifrons Heckel, 1840

Geophagus proximus (Castelnau, 1855)

Hoplarchus psittacus (Heckel, 1840)

Uaru amphiacanthoides Heckel, 1840

Família Sciaenidae

Pachypops trifilis (Müller & Troschel, 1849)

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

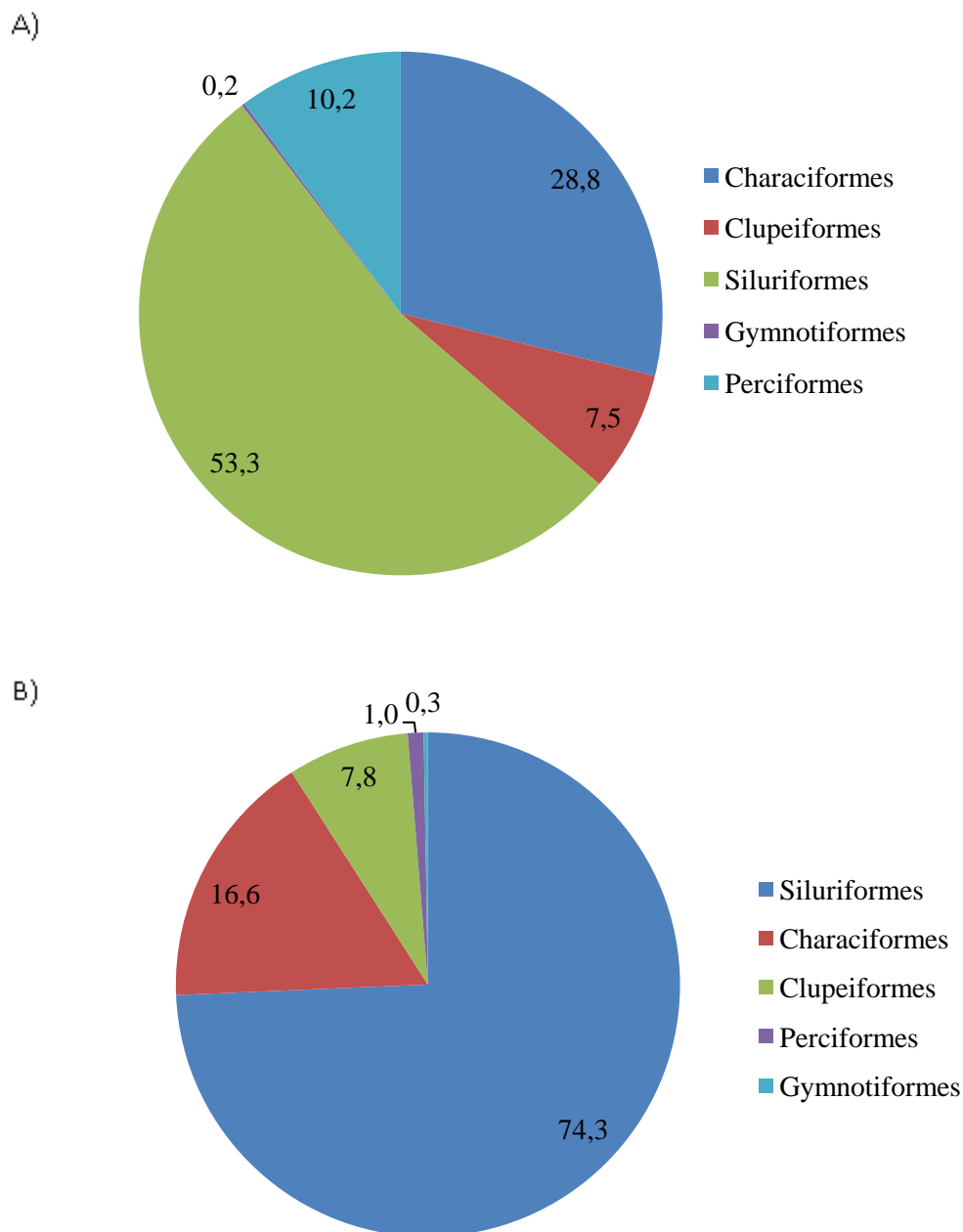


Figura 01. Abundância numérica das ordens presentes nos atratores e controle durante dois ciclos hidrológicos.

A espécie mais abundante em número de exemplares, tanto nos atratores (18%) como nas áreas-controle (25%) foi *Hypophthalmus marginatus* (Figura 2). As outras espécies mais abundantes foram *Plagioscion squamosissimus*, *Ageneiosus ucayalensis*, *Pellona flavipinnis* e *Serrasalmus gouldingi* nos atratores, e *A. ucayalensis*, *P. squamosissimus*, *P. flavipinnis* e *Hemiodus immaculatus* nas áreas-controle.

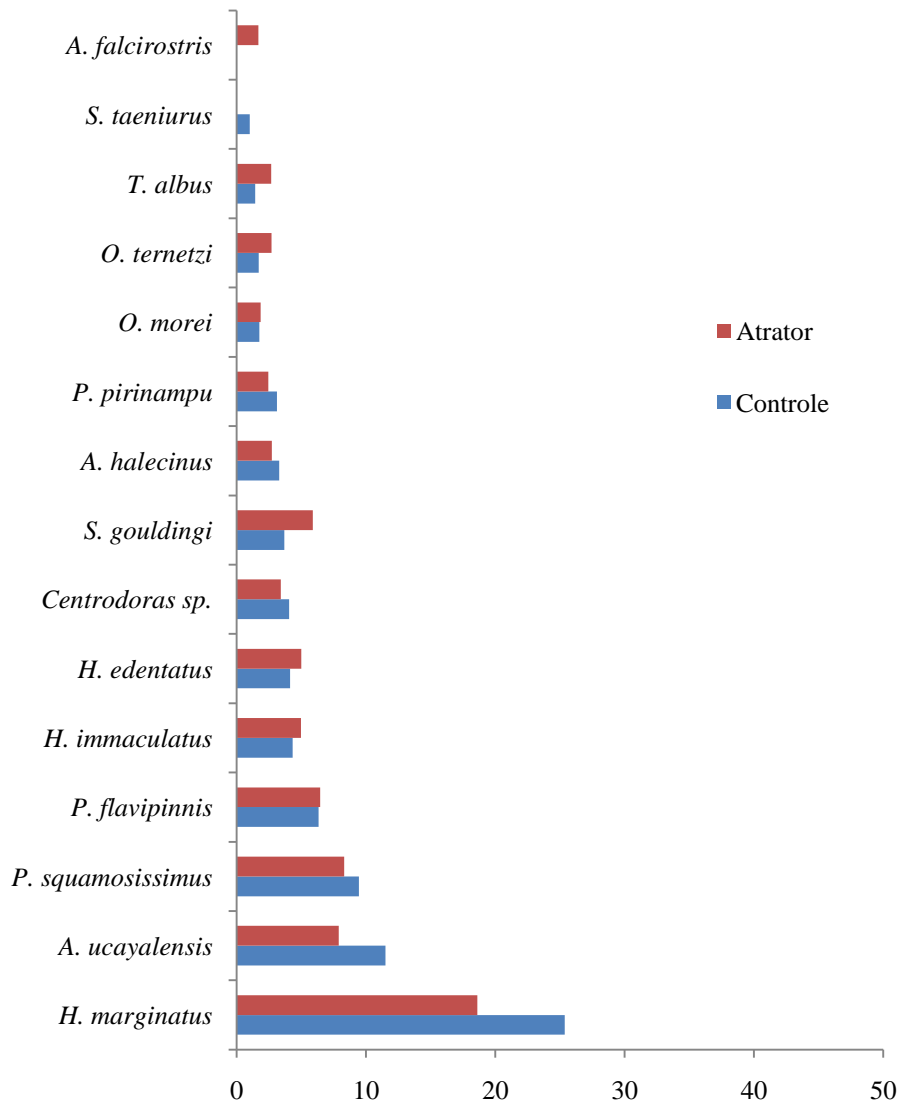


Figura 02. Espécies mais abundantes em número de exemplares capturados nos atradores e nas áreas-controle.

A espécie mais abundante em peso (g) nos atradores e controle foi *Hypophthalmus marginatus*, contribuindo com cerca de 29% das capturas em peso nos atradores e 50% nas áreas-controle (Figura 3). As outras espécies mais abundantes foram *P. squamosissimus*, *P. flavipinnis*, *Hypophthalmus edentatus*, *A. polystictus* nos atradores e *P. squamosissimus*, *P. flivipinnis*, *Pinirampus pirinampu* e *H. edentatus* no controle.

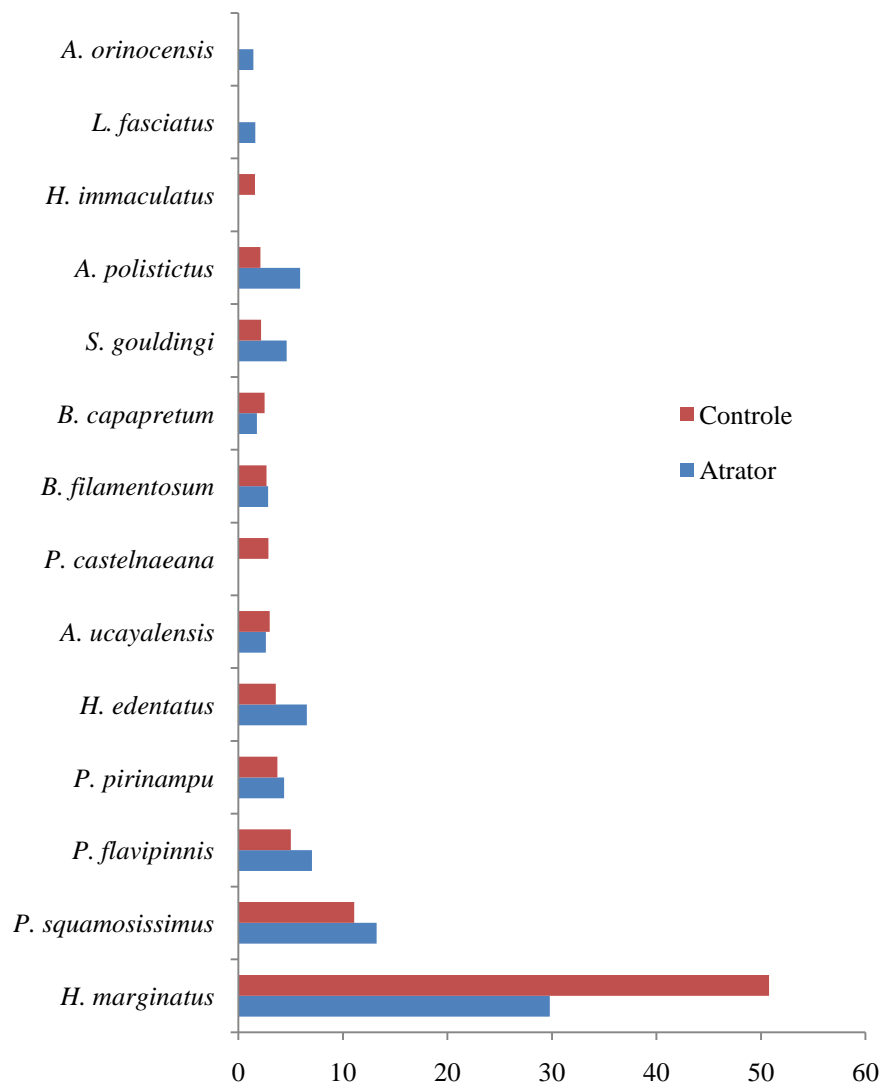


Figura 03. Espécies mais abundantes em peso (g) nos atratores e áreas-controle.

A curva de rarefação das espécies amostradas nos atratores e áreas-controle (Figura 4) indica que o esforço amostral foi adequado, com uma aproximação da assíntota nos atratores e nas áreas-controle, sendo a maior quantidade estimada de espécies para as coletas efetuadas nos atratores (Tabela 1).

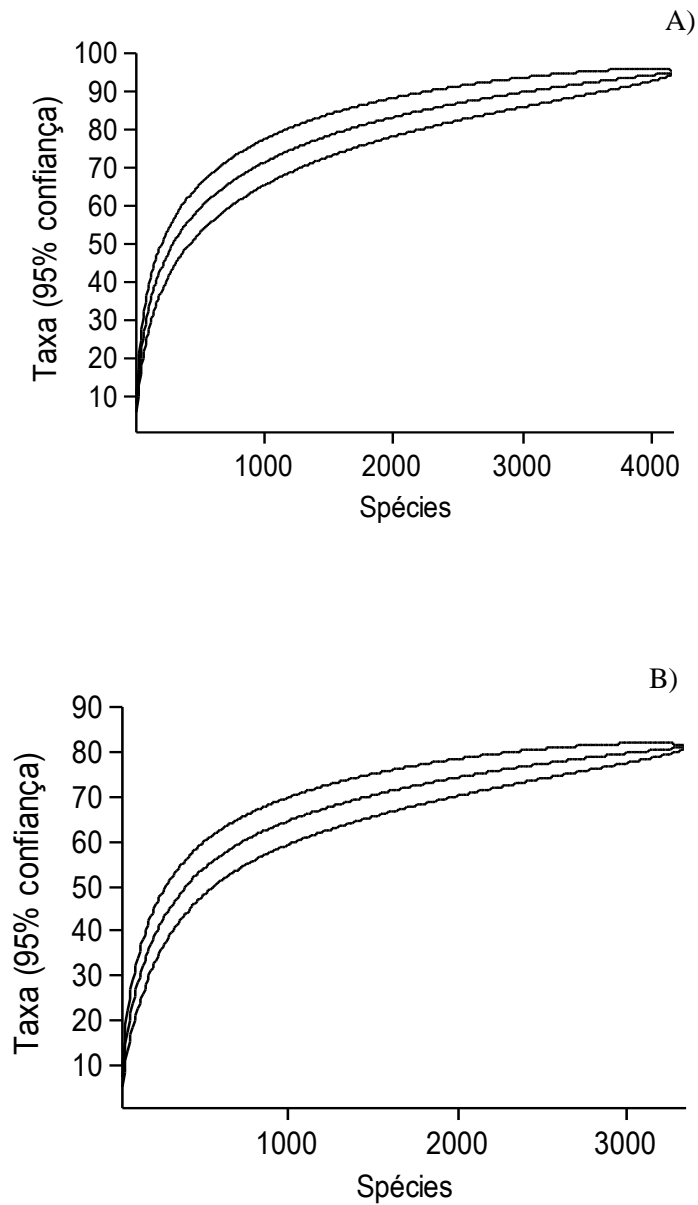


Figura 04. Curva de rarefação de espécies obtidas nos atradores (A) e áreas-controle (B) no PARNA Anavilhanas.

Diversidade e abundância das assembléias de peixes

Os índices de diversidade calculados para dois ciclos hidrológicos nos atradores e controle revelaram padrões distintos, porém com valores aproximados (tabela 01). Nos atradores os valores de riqueza, peso (g), dominância, equitabilidade e Shannon foram um pouco superiores aos do controle. A similaridade revelou valores semelhantes para ambos os ambientes.

Tabela 01. Índices de diversidade nas áreas com Atrator e Controle, durante dois ciclos hidrológicos no PARNA Anavilhanas.

| Índices de diversidade | Atrator | Controle |
|-------------------------------|----------------|-----------------|
| Riqueza de espécies | 95 | 81 |
| Número de Indivíduos | 4169 | 3342 |
| Shannon H | 3,32 | 3,01 |
| Similaridade | 0,29 | 0,25 |
| Riqueza Menhinick | 1,47 | 1,40 |
| Riqueza Margalef | 11,28 | 9,85 |
| Equitabilidade J | 0,72 | 0,68 |
| Berger-Parker | 0,18 | 0,25 |
| Peso (g) | 437524 | 392358 |

Os índices calculados para diferentes períodos do ciclo hidrológico também apresentaram valores superiores para os atratores em relação ao controle, com destaque no período de águas baixas. Durante a seca, os índices estimados para as áreas com atratores, como riqueza, número de indivíduos, peso (g), diversidade de Shannon e as dominâncias foram superiores aos do controle (Tabela 02).

Tabela 02. Índices de diversidade entre Atrator e Controle em diferentes períodos do ano em dois ciclos hidrológicos.

| Índices de diversidade | Atrator | | | | Controle | | | |
|-------------------------------|-----------------|--------------|----------------|-------------|-----------------|--------------|----------------|-------------|
| | enchente | cheia | vazante | seca | enchente | cheia | vazante | seca |
| Riqueza de espécies | 38 | 39 | 33 | 77 | 32 | 29 | 31 | 58 |
| Número de Indivíduos | 860 | 517 | 851 | 1941 | 735 | 360 | 765 | 1482 |
| Shannon H | 2,643 | 2,759 | 2,288 | 3,283 | 2,534 | 2,337 | 2,132 | 2,919 |
| Similaridade | 0,37 | 0,4047 | 0,2986 | 0,3462 | 0,394 | 0,357 | 0,272 | 0,3193 |
| Riqueza Menhinick | 1,296 | 1,715 | 1,131 | 1,748 | 1,18 | 1,528 | 1,121 | 1,507 |
| Riqueza Margalef | 5,476 | 6,082 | 4,743 | 10,04 | 4,697 | 4,757 | 4,518 | 7,807 |
| Equitabilidade J | 0,7267 | 0,7531 | 0,6543 | 0,7558 | 0,7313 | 0,6941 | 0,6208 | 0,7189 |
| Berger-Parker | 0,1965 | 0,1818 | 0,3878 | 0,1643 | 0,2068 | 0,3806 | 0,4275 | 0,2544 |
| Peso (g) | 57916,7 | 28618,5 | 106799 | 244190 | 72041,9 | 20206,4 | 97829,2 | 202280 |

As estimativas de α da Série Logarítmica, considerado por May (1975) como um bom índice de diversidade, revelaram um valor maior para os atratores do que para as áreas-controle. Tanto para os valores calculados para os ambientes de uma forma geral, como para os diferentes períodos do ciclo hidrológico, os resultados dos atratores foram

superiores, especialmente no período de seca (Tabela 03). A riqueza estimada através do modelo de Distribuição Lognormal, revelou valores aproximados aos encontrados nas amostragens: no atrator foi estimado $S=105$ e observado $S=95$, e no controle foi estimado $S=88$ e observado $S=81$. As estimativas calculadas entre os períodos do ciclo hidrológico seguem o mesmo padrão, com destaque para o período de seca, que apresentou os maiores valores para os atratores em relação ao controle (Tabelas 02 e 03).

Tabela 03. Resultados dos valores de α da Série Logarítmica e, da riqueza de espécie estimada pelo ajuste da Distribuição Lognormal, para os ambientes estudados em relação ao período hidrológico.

| Ambiente | Série Logarítmica | Distribuição Lognormal |
|-------------------|-------------------|------------------------|
| | α | S |
| Atrator | 17,30 | 105,2 |
| Controle | 14,96 | 88,15 |
| Atrator enchente | 8,14 | 51,77 |
| Atrator cheia | 9,45 | 50,5 |
| Atrator vazante | 6,83 | 39,15 |
| Atrator seca | 16,02 | 92,11 |
| Controle enchente | 6,82 | 35,47 |
| Controle cheia | 7,43 | 36,17 |
| Controle vazante | 6,48 | 42,96 |
| Controle seca | 12,02 | 62,79 |

Com relação ao ajuste dos dados aos modelos de espécie-abundância, as assembléias de peixes amostradas nos atratores e no controle no geral ajustaram-se tanto à série Logarítmica quanto à distribuição Lognormal (Tabela 04). Os resultados revelam que as assembléias presentes nos atratores apresentam um padrão de comunidades ricas e relativamente estáveis, e maioria das espécies possuem abundâncias intermediárias.

Tabela 04. Resultado dos ajustes dos dados aos modelos de espécie-abundância nos atratores e controle em diferentes fases do ciclo hidrológico.

| Habitats | SERIE LOGNORMAL | | | SERIA LOGARÍTMICA | | |
|-------------------|-----------------|----------|-------|-------------------|----------|-------|
| | GL | χ^2 | p | GL | χ^2 | p |
| Atrator enchente | 14 | 24,06 | 0,045 | 7 | 4,63 | 0,704 |
| Atrator cheia | 12 | 15,615 | 0,209 | 6 | 3,79 | 0,705 |
| Atrator vazante | 13 | 10,729 | 0,633 | 8 | 10,03 | 0,263 |
| Atrator seca | 14 | 22,62 | 0,066 | 8 | 6,09 | 0,636 |
| Controle enchente | 12 | 6,38 | 0,895 | 6 | 7,00 | 0,514 |
| Controle cheia | 10 | 10,35 | 0,41 | 7 | 7,95 | 0,336 |
| Controle vazante | 13 | 19,46 | 0,109 | 8 | 8,11 | 0,422 |
| Controle seca | 12 | 10,52 | 0,57 | 8 | 9,52 | 0,299 |

A estimativa gráfica da curva de Whittaker para representar a abundância de espécies nos atratores e controle, revelou o padrão esperado de poucas espécies com elevada abundância, diversas espécies com abundância intermediária, e muitas espécies com abundância baixa, especialmente no controle durante os períodos de cheia e vazante (figura 5).

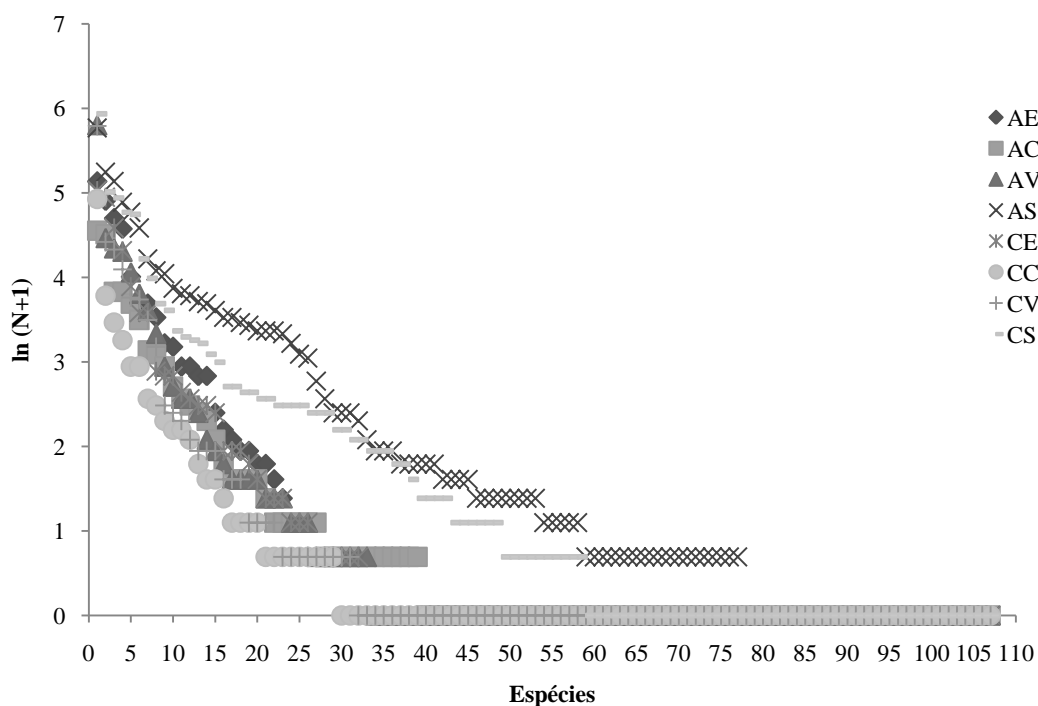


Figura 05. Whittaker Plot de dados transformados de número de indivíduos, $\ln(N+1)$, para as assembléias de peixes de atratores e controle, sendo AE – atrator na enchente, AC – atrator na cheia, AV – atrator na vazante, AS – atrator na seca, CE – controle na enchente, CC – controle na cheia, CV – controle na vazante e CS – controle na seca.

O efeito dos atratores na diversidade e peso (g) das assembléias em relação à heterogeneidade ambiental (tipos de margem) e fases do ciclo hidrológico

A ANOVA com medidas repetidas no tempo, usando como variável resposta riqueza de espécies, peso (g) e índices de Shannon ($H'n$, $H'p$), Equitabilidade J (En , Ep) e Berger-Parker (dn , dp), estimados a partir de dados de número de exemplares e peso (g) foi calculada para testar o efeito do habitat (atrator, controle), tipo de margem (1 e 2) e do tempo (t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

A riqueza de espécies diferiu significativamente ao longo do tempo ($P < 0,00$) e sob a interação tempo*habitat ($P = 0,02$) (Tabela 05). No tempo, t8, que corresponde ao período de seca do segundo ano de coletas, apresentou riqueza de espécies superior à observada nos outros períodos (Figura 06A). A análise da interação tempo*habitat mostra que a riqueza foi superior durante a seca nas áreas com atratores (Figura 6B).

O teste de Mauchly aplicado para verificar a esfericidade dos componentes ortogonais para dados de riqueza resultou em um valor de $\chi^2 = 67,15931$ ($gl = 27$, $p = 0,000028$), rejeitando a hipótese de validade de F para comparar o efeito dentro dos fatores. Desta forma, as probabilidades que permitem testar as hipóteses nas análises de variância dentro dos fatores (tempo, habitat, margem) para os dados de abundância numérica dos peixes, foram dadas nas colunas F, com valor corrigido de 15,2082 e 2,51638 para H-F (ϵ de Huynh-Feldt), com valores de $p < 0,00$ e $p = 0,06$ para os efeitos do tempo e da interação tempo*habitat, respectivamente. Neste estudo, sempre que o teste de esfericidade rejeitou a hipótese de correlação entre os componentes ortogonais, usou-se as estimativas de ϵ , uma fornecida por F e outra calculada como descrito por Huynh & Feldt (1970)

O ϵ proposto por Huynh & Feldt é considerado eficiente para evitar os problemas provocados por violações da condição de esfericidade (Girden, 1992). No entanto, ϵ assume valores entre 0 e 1 e é multiplicado pelos graus de liberdade do fator e do termo de erro, resultando em uma diminuição no poder do teste. Em face disso, apesar do valor de p para interação tempo*habitat ter apresentado um valor igual a 0,06 após o emprego de ϵ (antes do uso de ϵ foi igual a 0,02) número próximo ao nível de significância 0,05, os efeitos desta interação foram discutidos.

Tabela 05. Resultados das análises de variância com medidas repetidas usando como variável resposta Riqueza de espécies, os índices de Shannon (H'n, H'p), Berger-Parker (dn, dp) e Equitabilidade (En, Ep) estimados a partir de dados do número de indivíduos e peso (g) das assembléias de peixes dos atratores e controle.

| Efeito | Gl ¹ | Riqueza | | H'n | | H'p | | dn | | dp | | En | | Ep | |
|----------------------|-----------------|---------|--------------------------|------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|------|------|------|
| | | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P |
| Habitat | 1/12 | 29,07 | 0,33 | 0,04 | 0,61 | 0,91 | 0,05 | 0,00 | 0,87 | 0,06 | 0,27 | 0,00 | 0,71 | 0,14 | 0,09 |
| Margem | 1/12 | 6,57 | 0,63 | 0,00 | 0,99 | 0,01 | 0,81 | 0,01 | 0,44 | 0,03 | 0,43 | 0,01 | 0,46 | 0,00 | 0,79 |
| Margem*Habitat | 1/12 | 0,07 | 0,96 | 0,01 | 0,77 | 0,08 | 0,52 | 0,00 | 0,94 | 0,04 | 0,37 | 0,00 | 0,90 | 0,00 | 0,76 |
| Tempo | 7/84 | 15,2 | 0,00 ² | 1,39 | 0,00 | 4,60 | 0,00 | 0,12 | 0,00 | 0,17 | 0,00 | 0,03 | 0,60 | 0,01 | 0,93 |
| Tempo*Habitat | 7/84 | 2,51 | 0,06 | 0,66 | 0,11 | 1,13 | 0,34 | 0,03 | 0,37 | 0,03 | 0,39 | 0,06 | 0,16 | 0,04 | 0,38 |
| Tempo*Margem | 7/84 | 0,57 | 0,66 | 0,14 | 0,90 | 0,29 | 0,94 | 0,01 | 0,81 | 0,02 | 0,70 | 0,02 | 0,76 | 0,01 | 0,95 |
| Tempo*Margem*Habitat | 7/84 | 0,2 | 0,92 | 0,20 | 0,79 | 0,74 | 0,62 | 0,05 | 0,11 | 0,06 | 0,08 | 0,00 | 0,99 | 0,03 | 0,57 |

¹ – O Grau de liberdade é apresentado no formato n1/n2 onde, n1 é o grau de liberdade do efeito, e n2 é o grau de liberdade do erro.

² – Quando a condição de esfericidade não é aceita, então é usado o épsilon de Huynh-Feldt (Girden, 1992) para ajustar os graus de liberdade.

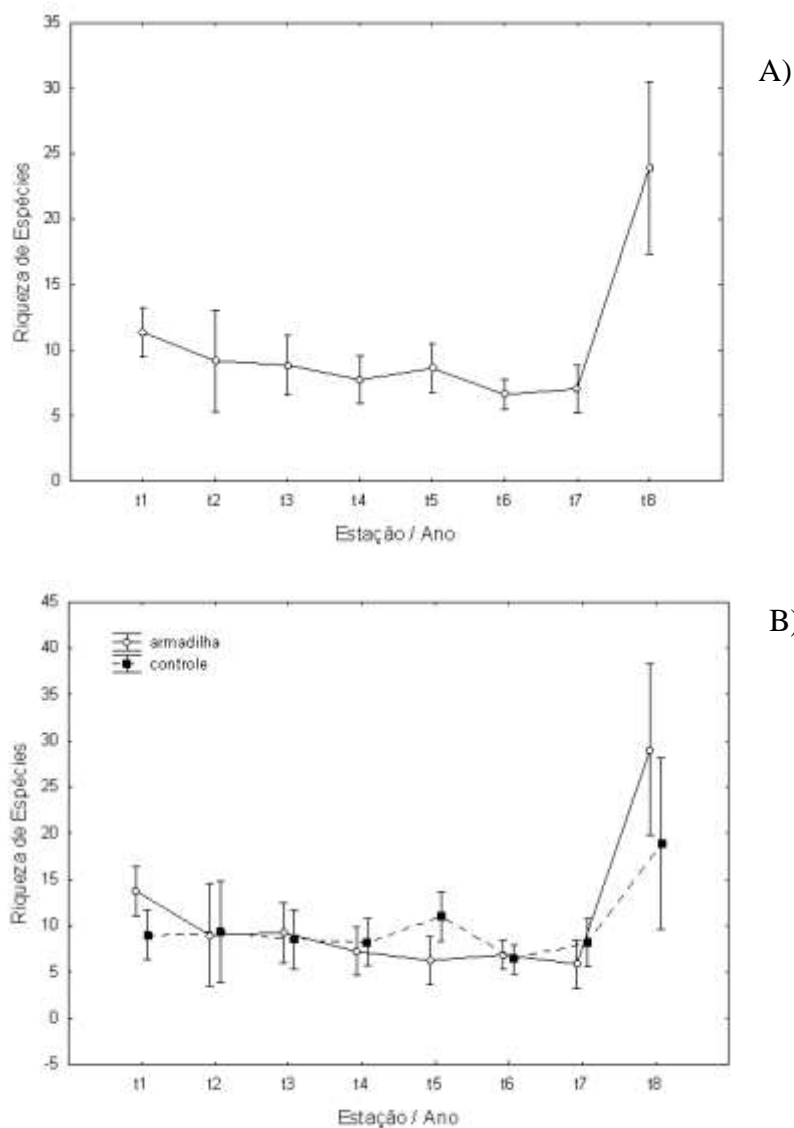


Figura 06. Efeitos principais dos fatores tempo (A) e interação tempo*habitat (B) no modelo estatístico usando riqueza como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

A ANOVA calculada com o índice de diversidade de Shannon usando número de indivíduos ($H'n$) apresentou efeito significativo ao nível de 0,05 para o fator tempo ($P=0,00$) (tabela 05). A exemplo da riqueza, o tempo t8 que corresponde ao período de seca do segundo ano de coleta, também apresentou destaque pela ANOVA (figura 07).

A estimativa da esfericidade dos componentes ortogonais resultou em um valor de $\chi^2 = 33,24912$ ($gl = 27$, $p = 0,188973$) validando o uso da análise para testar o efeito dos fatores tempo, habitat e margem e a interação destes.

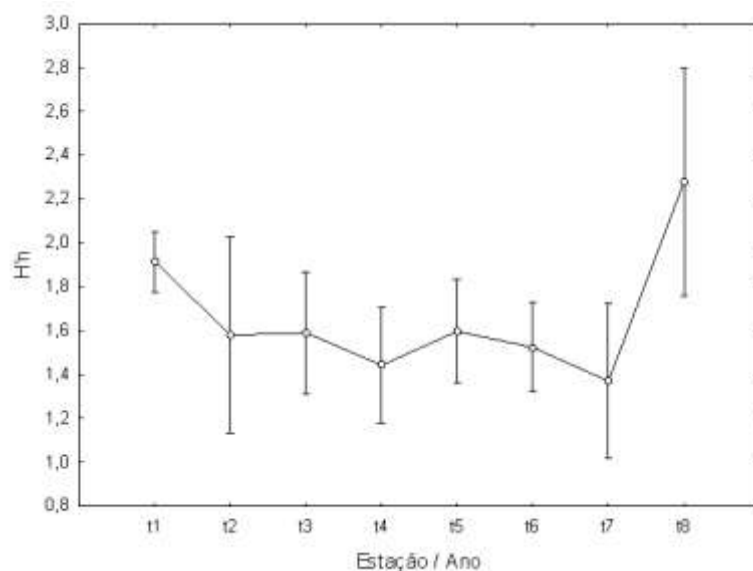


Figura 07. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Shannon com abundância numérica ($H'n$) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

A ANOVA calculada usando como variável resposta o índice de diversidade de Shannon ($H'p$), estimado a partir do peso (g) das espécies de peixes, apresentou efeitos significativos para o fator habitat ($P = 0,05$) e tempo ($P < 0,00$) (Tabela 05). Por este índice, o atrator apresentou, em média, maior diversidade que o controle (Figura 08A). Com relação ao tempo, novamente o período de seca do segundo ano de coleta (t8) apresentou maior diversidade de espécies em peso (g) (Figura 08B).

A estimativa da esfericidade resultou em um valor de $\chi^2 = 51,80873$ ($gl = 27$, $p = 0,002795$), rejeitando assim a hipótese de correlação, sendo então empregado o índice de Huynh & Feldt (1970), levando a estimativas de $F = 4,60$ e $p = 0,000412$ (Tabela 02).

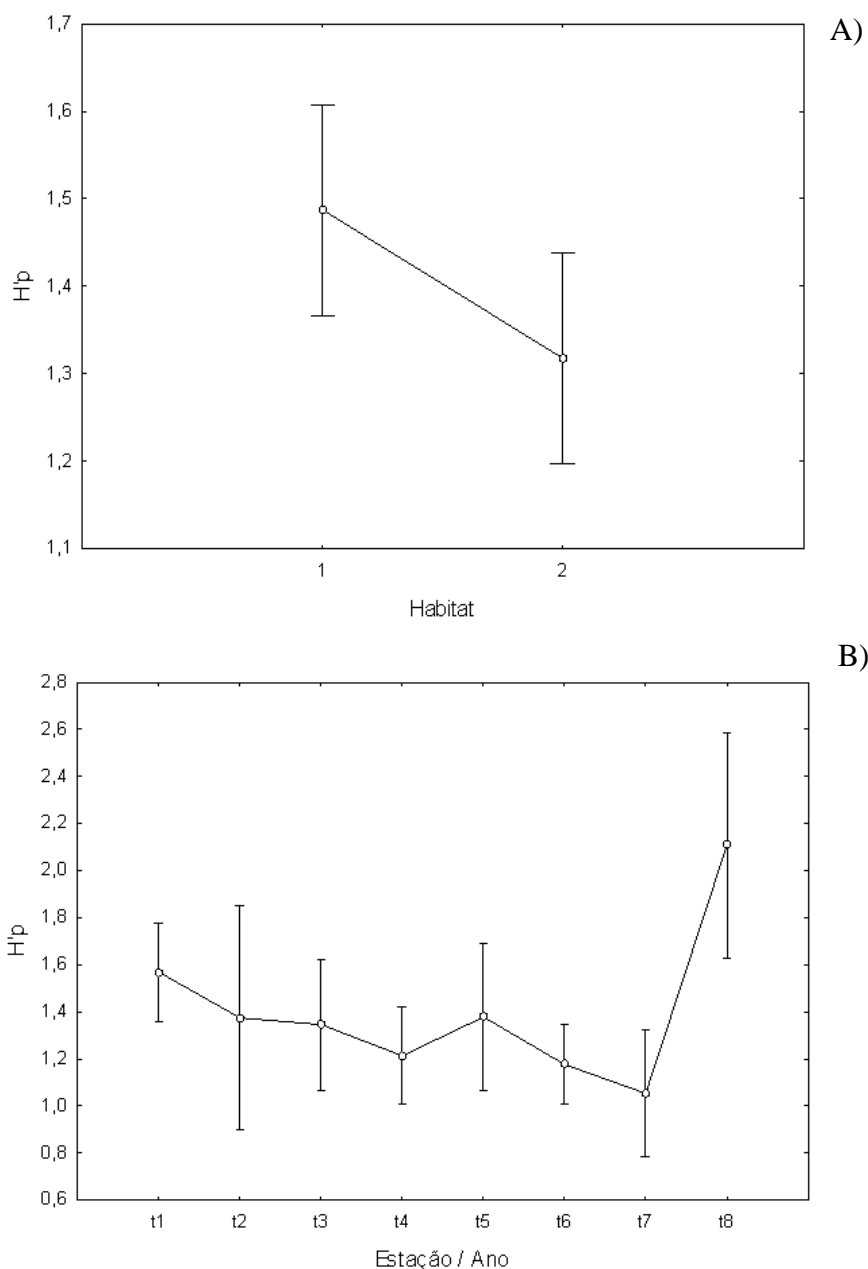


Figura 08. Efeitos principais dos fatores habitat (1 – atrator, 2 – controle) (A) e tempo (B) no modelo estatístico usando índice de Shannon com peso ($H'p$) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

Os resultados da análise de variância calculados com o índice de dominância de Berger-Parker usando número de exemplares (dn) revelaram efeitos significativos para o fator tempo ($P < 0,00$) (Tabela 05). Entretanto, ao contrário do padrão observado para riqueza e diversidade de Shannon ($H'n$), houve um declínio na dominância de espécies no período de seca do segundo ano (t8; Figura 09).

A estimativa da esfericidade resultou em um valor de $\chi^2 = 29,51215$ ($gl = 27$, $p = 0,336513$), validando o uso da análise para testar o efeito dos fatores tempo, habitat e margem e a interação entre eles.

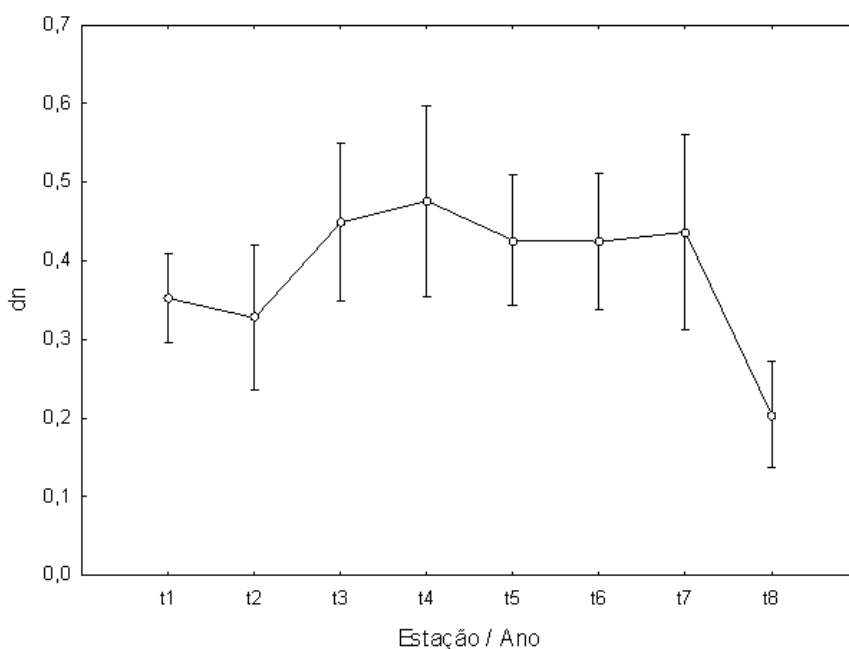


Figura 09. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com abundância numérica de indivíduos (dn) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

Para o índice de Berger-Parker usando o peso (g) das espécies (dp), a ANOVA revelou efeitos significativos para o fator tempo ($P < 0,00$), com um valor significativamente menor na seca do segundo ano (t8; Figura 10). A estimativa da esfericidade dos componentes ortogonais resultou em um valor de $\chi^2 = 32,00286$ ($gl = 27$, $p = 0,231978$), validando o uso da análise para testar o efeito dos fatores tempo, habitat e margem e a interação destes.

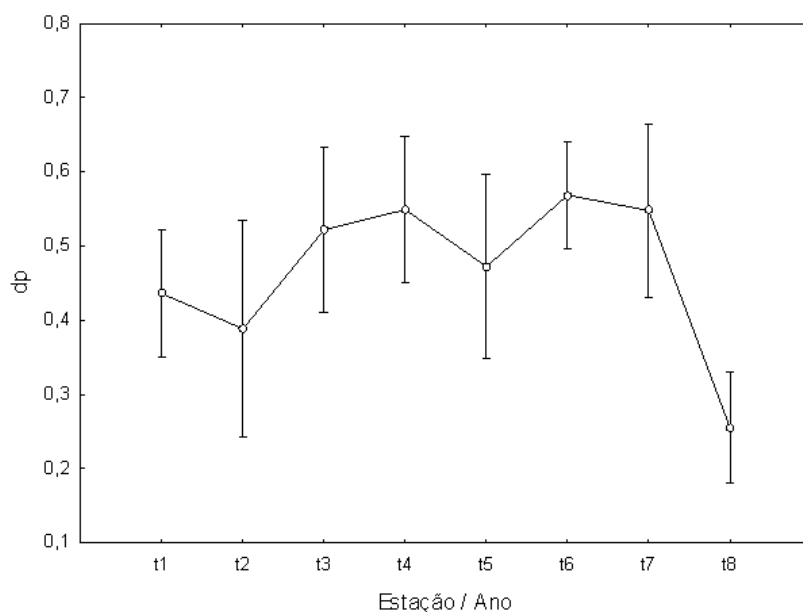


Figura 10. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com peso (g) (dp) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

A Análise de Variância realizada com a estimativa de Equitabilidade, a partir de dados de abundância numérica (En) e peso (Ep) dos indivíduos, não indicou efeitos significativos nos fatores tempo, habitat e tipo de margem, nem mesmo na interação. De um modo geral, em todas as variáveis respostas (S, H', d, E) não houve efeitos significativos para tipo de margem e para interações incluindo este fator.

As fases do ciclo hidrológico e o tipo de habitat: influência sobre a similaridade das assembléias de peixes

A análise de similaridade (ANOSIM) calculada usando a distância de Morisita e usando como fatores habitat (atrator e controle) e tipo de margem revelou que não existem diferenças significativas na composição de espécies das assembléias de peixes presentes nos atradores e das áreas controle (Tabela 06). De forma idêntica, a ANOSIM não indicou a existência de diferenças na composição de espécies das assembléias dos dois tipos de margem.

Tabela 06. Resultados da análise de similaridade calculados com dados de abundância numérica entre os habitats (atrator e controle) estudados e os períodos do ciclo hidrológico.

| | Anosim (S) | |
|---|-----------------------|--------|
| | Distância de Morisita | |
| | Atrator | Margem |
| R | - 0,5 | - 0,25 |
| P | 1 | 0,6609 |

O NMDS calculado com dados de abundância numérica das espécies presentes nos atratores e controle usado a distância de Bray-Curtis, revelou que há uma forte similaridade entre as assembléias presentes nas unidades amostrais formadas pelas áreas com atratores e controle. Analisando a coordenada 1 do gráfico do NMDS, as áreas com atrator 1 e controle 5 apresentaram forte similaridade no lago Prato, sendo que este lago aparenta formar um padrão dissimilar dos demais lagos. Já a coordenada 2 do NMDS mostra que há uma forte similaridade entre as assembléias que compõem os atratores e as áreas controle respectivamente, lago Canauiri Grande 2, 6, Canauiri Pequeno 3, 7 e Arraia 4, 8 (figura 11).

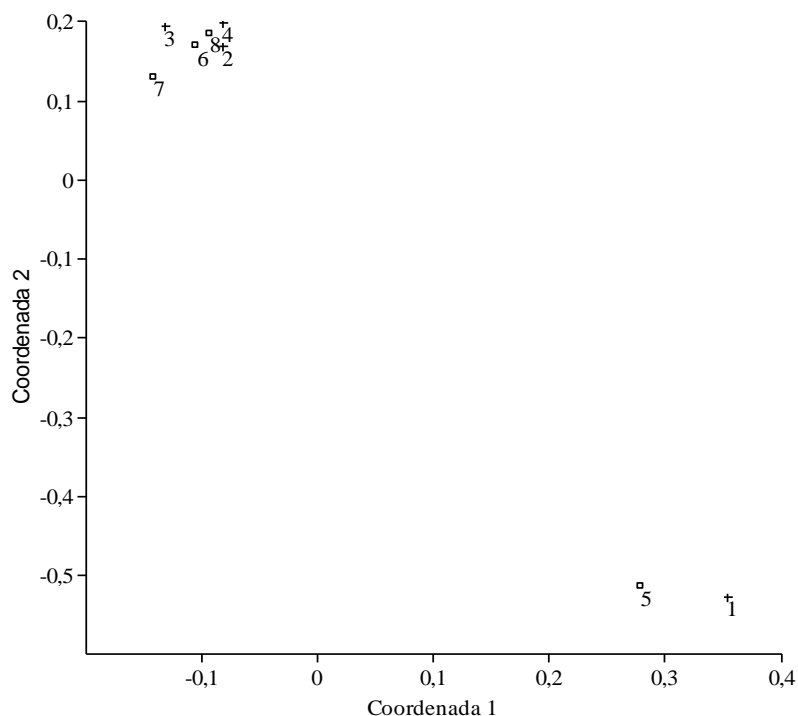


Figura 11. NMDS usando a distância de Bray-Curtis calculada com abundância numérica das espécies usando a distância de Manhattan nos lagos com atratores (1- Prato, 2- Canauiri Grande, 3- Canauiri Pequeno, 4- Arraia) e nas respectivas áreas-controle (5- Prato, 6- Canauiri Grande, 7- Canauiri Pequeno e 8 – Arraia).

A análise dos resultados do NMDS para as diferentes fases do ciclo hidrológico, usado a distância de Bray-Curtis com dados de abundância numérica das espécies, revelou que houve uma forte similaridade entre as assembléias presentes nestes habitats em cada época do ciclo hidrológico, com exceção do período quando as águas estão no nível mais baixo. As assembléias dos atratores (A) e controles (C) para enchente (AE, CE), cheia (AC, CC) e vazante (AV, CV) apresentaram forte similaridade, enquanto que as assembléias dos atratores (AS) e controles (CS) durante a seca ficaram isoladas das demais ao longo do eixo 1. Uma tendência semelhante foi observada para o eixo 2, com destaque para o controle durante a seca, que permaneceu isolado dos demais (Figura 12).

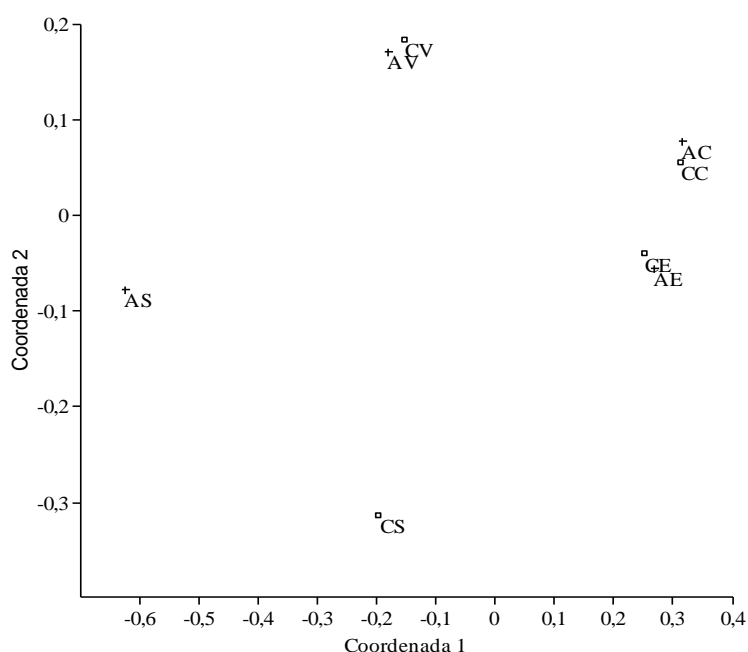


Figura 12. NMDS usando a distância de Manhattan, calculado com abundância numérica das espécies nas áreas com atrator e controle durante as fases do ciclo hidrológico, sendo AE – atrator enchente, AC – atrator cheia, AV – atrator vazante, AS – atrator seca, CE – controle enchente, CC – controle cheia, CV – controle vazante e CS – controle seca.

Função ecológica dos habitats artificiais

O modelo de Bohnsack *et al.*, (1991) foi adaptado neste estudo sendo consideradas visitantes ocasionais as espécies que ocorreram em apenas uma fase do ciclo; visitantes aquelas que ocorreram nos habitats em duas ou três fases do ciclo hidrológico; e residentes aquelas que ocorreram nas quatro fases do ciclo. A maioria das

espécies presentes tanto nos atratores como nas áreas-controle são formadas por visitantes ocasionais (Figura 13).

Nos atratores foram encontradas visitantes 35,7% das espécies, dentre elas, *Anodus orinocensis*, *Ageneiosus polystictus*, *Centrodoras sp.* e *Hemiodus immaculatus*; 16,8% foram residentes, como *Ageneiosus ucayalensis*, as três espécies de *Hypophthalmus* (*H. marginatus*, *H. edentatus*, *H. fimbriatus*) e *Pellona flavipinnis*; já as visitantes ocasionais constituíram 47,4% das espécies, dentre elas *Acaronia nassa*, *Acanthodoras spinosissimus*, *Cyphocharax notatus*, *Myleus torquatus*. Nas áreas-controle as espécies visitantes representaram 33,3% da riqueza observada, e incluíram *Ageneiosus cf. vitattus*, *Boulengerella lucius* e *Calophysus macropterus*; residentes foram 12,3%, dentre elas, *H. marginatus*, *Pellona flavipinnis*, *P. squamosissimus* e *Pimelodina flavipinnis*; e visitantes ocasionais somaram 53,1%, como *Laemolyta taeniata*, *A. orinocensis*, *Curimata vitatta*, e *H. fimbriatus*, dentre outras.

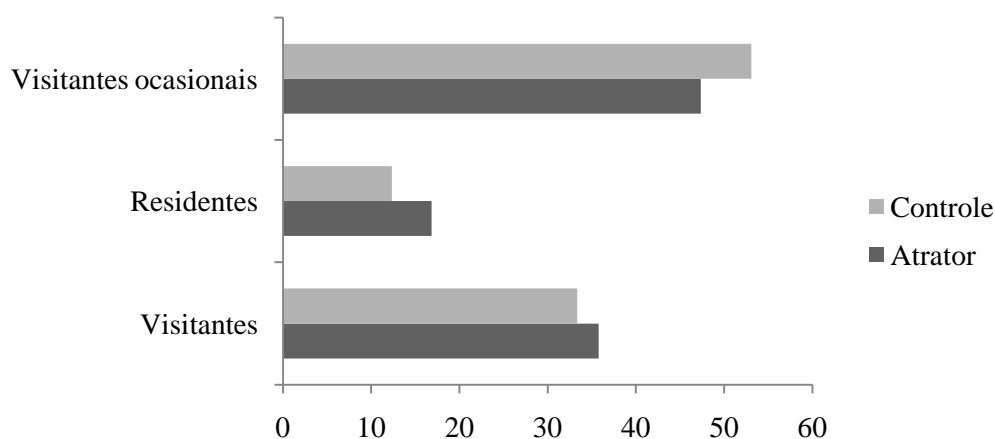


Figura 13. Classificação das espécies quanto ao uso dos ambientes estudados.

No habitat atrator destaca-se que dentre as espécies residentes 81% pertencem a ordem dos Siluriformes, seguida dos Characiformes e Perciformes. Já na área controle os Siluriformes corresponderam a 63% das espécies residentes seguida dos Characiformes, Perciformes e Clupeiformes.

Não foram encontrados nos dois ciclos hidrológicos vestígios de desova nos galhos dos atratores artificiais. Entretanto, a produção de perifíton foi observada logo no primeiro mês de implantação das estruturas, e foi explorado como alimento por grupos de Curimatídeos, como observado durante observações noturnas no período de seca. Também foram observados indivíduos de tucunaráes (*Cichla sp.*) forrageando nos atratores durante a estação seca no período da noite.

DISCUSSÃO

A composição das assembléias de peixes do Rio Negro e nos Atratores

Ao contrário do padrão esperadas para as ordens da Bacia Amazônica, que prevê uma composição de aproximadamente 45% Characiformes, 39% Siluriformes e 3% Gymnotiformes (Lowe-Mcconnell, 1999), os grupos dominantes do presente estudo aproximam-se do padrão encontrado por Garcia (1995) em Anavilhanas e Thomé-Souza & Chao (2004) na confluência do rio Negro com o rio Solimões, com elevada presença de Siluriformes e Gymnotiformes. Os Siluriformes foram o grupo dominante no presente estudo, seguido de Characiformes tanto nos atratores como nas áreas controle.

De acordo com os estudos de Oliveira (2003), sobre o ictioplâncton de Anavilhanas, a baixa abundância dos Characiformes neste sistema pode ser explicada por duas razões: primeiro pela competição, pois larvas de Siluriformes e Clupeiformes alimentam-se precocemente em relação aos Characiformes. Em segundo, pela predação destas larvas, pois devido a maior transparência da água, sua localização visual por predadores é maior do que no sistema Amazonas-Solimões, explicando assim, as baixas abundâncias observadas de larvas de Characiformes no rio Negro.

No presente estudo, exemplares de *Hypophthalmus* foram capturados em todos os lagos, nas quatro fases do ciclo hidrológico e em ambos os habitats, atrator e área controle. O período de maior abundância das três espécies foi durante a enchente, vazante e seca, sendo *H. marginatus* a espécie que apresentou a maior abundância numérica e em peso (g) nos atratores e no controle (Figura 02 e 03). *H. marginatus* também foi a espécie mais abundante nas amostragens de Saint-Paul *et. al* (2001) no lago Prato.

Resultados semelhantes foram encontrados por Garcia (1995), que amostrou a ictiofauna bentônica do lago Prato durante a enchente utilizando rede do tipo trawl-net, quando encontrou juvenis de *Hypophthalmus* spp. correspondendo a cerca de 75% das capturas. O autor levantou a hipótese que as espécies deste gênero completam o seu ciclo reprodutivo no lago. Corroborando esta hipótese, Oliveira (2003) considerou que as três espécies do gênero ocorrentes na área (*H. marginatus*, *H. edentatus*, *H. fimbriatus*) realizam o seu ciclo reprodutivo no arquipélago, justificando assim suas elevadas abundâncias nas capturas.

As espécies de *Hypophthalmus* são planctófagas, pelágicas e formadores de cardumes, e as altas capturas dessas espécies no presente estudo podem estar relacionadas a este comportamento de agregação. Além disso, os ambientes amostrados estão na área de água aberta do lago, sendo esta região considerada de alta produtividade primária, altas temperaturas durante o dia, e por isso rica em zooplâncton que geralmente é consumido por peixes pelágicos filtradores (Claro-Jr, 2003). Em sistema de água branca, Corredor (2004) também encontrou maior abundância de peixes na água aberta do que na floresta alagada e na vegetação flutuante, considerando que a elevada disponibilidade de zooplâncton seria a responsável pelas altas abundâncias.

Comparando a riqueza de espécies observada no presente estudo (107) com a estimada por Amadio (1985) para o rio Uatumã (250) e Goulding *et al.* (1988) para o rio Negro (450), nossos resultados representaram 42,8% e 23,4% das espécies previstas para estes rios de águas pretas, respectivamente. Neste sentido, as amostragens realizadas no presente estudo podem ser consideradas representativas da diversidade esperada para rios de águas pretas, e quase idêntica à observada por Goulding *et al.*, (1988) para o Arquipélago das Anavilhanas (106).

A análise do resultado da ANOVA usando a riqueza de espécies revelou que a influência do fator tempo, e da interação entre tempo*habitat foram significativas, caracterizando a existência de um efeito sazonal nas capturas em cada tipo de habitat (atrator e área controle). O tempo t8 correspondeu ao período da seca de 2009, quando a profundidade dos locais de amostragem (média = 1,4m) esteve bem abaixo da seca de 2008 (média = 3,0m) (valores confirmados pelas médias das cotas mensais do rio Negro para 2008 = 19,8m e 2009 = 17,7m, segundo dados da CPRM, 2011). Os valores de riqueza observados tanto durante a amostragem total como nas fases do ciclo hidrológico revelam que os atratores apresentaram maior riqueza que o controle, especialmente no período de águas baixas.

Schindler & Scheuerell (2002) revisando a importância de habitats aquáticos, afirmaram que os lagos são ecossistemas complexos formados por subsistemas distintos ou habitats influenciados por processos biológicos, físicos e químicos. A heterogeneidade destes ambientes está associada com a estrutura física criada por sedimentos, rochas (pedras), plantas aquáticas, troncos e galhos oriundos da zona ripária, além de gradientes químicos. As características físicas da paisagem que

compõem os lagos de Anavilhanas, quando associadas, formam um mosaico de habitats com diferentes níveis de qualidade para as assembléias de peixes.

Anteriormente, Seddel *et al.* (1990) afirmaram que a manutenção da diversidade biótica e a dinâmica das comunidades está relacionada com a preservação dos habitats naturais e com processos associados do sistema. Estes autores consideraram que todos os habitats ou fatores que proporcionam resistência e/ ou resiliência para as comunidades podem ser chamados de refúgios. Em áreas alagáveis, o ecótono água-terra representa um importante componente para a conservação das comunidades de peixes de água doce. Na interface destes ambientes ocorre grande quantidade de habitats que servem de abrigo, ambiente de desova e alimentação para os peixes, sendo responsáveis pela manutenção da abundância e diversidade de peixes (Henry, 2003). Neste sentido, a inclusão de habitats artificiais em ambientes de águas abertas representa uma estratégia promissora para o aumento da diversidade e abundância de peixes em lagos, especialmente em sistemas oligotróficos como no rio Negro.

Freitas (1999) encontrou um forte efeito do tempo na colonização de atradores artificiais introduzidos no reservatório de Barra Bonita/SP e no trecho do rio Tietê situado a jusante da barragem. Cardoso (2008), por sua vez, encontrou relação entre a abundância de peixes nas amostras e a riqueza de espécies dos atradores ao longo do tempo no rio Purus, Amazonas. A colonização de ambientes artificiais pode ser considerada rápida, iniciando logo após sua introdução (Townsend & Hildrew, 1976). Entretanto, depois de um tempo o efeito pode ser inverso, como observado por Wilbur (1978) que, após quatro anos de coletas em dois tipos de atradores, observou uma redução drástica na abundância. Este efeito pode estar relacionado à diversidade e abundância dos habitats vizinhos ao atrador, que podem atuar com áreas fontes para colonização, ou ainda, pela saturação deste em abrigar mais espécies, tornando o sucesso de novas colonizações mais difícil devido à competição e predação com as espécies residentes (Bonsack *et al.*, 1991). Ainda, os atradores podem ser utilizados como territórios de longa duração por espécies de predadores de grande porte, ocasionando uma redução na abundância de peixes nesses locais.

Em geral, considera-se que o período de seca é uma época de estresse para as espécies de peixes de áreas inundáveis, quando a drástica redução de habitats aumenta a competição por alimento e favorece a piscivoria, ocasionando uma redução da riqueza (Rodriguez & Lewis Jr, 1997; Pompeu & Godinho, 2006). Nos lagos de Anavilhanas, o

período de seca não acompanhou este padrão, pelo contrário, houve um aumento na riqueza especialmente nas áreas dos atratores. O aumento da riqueza nas áreas controle pode ser resultante da maior vulnerabilidade dos peixes ao apetrecho de pesca, decorrentes da redução na área disponível. No entanto, o maior incremento da riqueza de espécies nas áreas onde foram introduzidos atratores indica que estas estruturas estão exercendo uma função de refúgio para a ictiofauna durante esta época. Os atratores possivelmente constituem manchas de habitats favoráveis à colonização ou refúgio, principalmente durante períodos sazonais críticos causados pelas mudanças temporais e espaciais no lago.

Manchas de habitats são consideradas áreas que podem ser favoráveis à colonização das espécies dentre de uma matriz não habitável, sendo este processo associado ao grau de conectividade entre estas áreas (Fisher & Lindenmayer, 2006). Da mesma forma que o observado para manchas de habitats terrestres, estudadas principalmente a partir da fragmentação florestal, as manchas aquáticas podem ser consideradas em diferentes escalas de tamanho, como um lago, um rio, um riacho ou um recife natural ou artificial (Guimarães, 2009; Yeager *et al.*, 2011).

Arrington *et al.*, (2005) testaram um modelo para prevê a riqueza de espécies em manchas de habitats aquáticos, através de experimentos com atratores artificiais. Esses autores encontraram uma interação positiva entre a taxa de colonização e a complexidade do habitat sobre a densidade de espécies. Yeager *et al.* (2011) observaram que a taxa de colonização foi fortemente relacionada com a complexidade de manchas artificiais para comunidades de macroinvertebrados e de peixes.

O impacto dos atratores artificiais na diversidade das assembléias de peixes de lagos de águas pretas na Amazônia Central

Desde que os atratores artificiais foram afundados por pescadores japoneses no século VXIII para aumentar a produtividade da pesca, ainda persistem muitas dúvidas sobre a verdadeira influência dessas estruturas na dinâmica de interações com a biota, com os fatores físicos e os aspectos sócio-econômicos (Simon, 2010). Embora o uso mais comum dos atratores artificiais seja o aumento da pesca artesanal ou recreacional (Conceição & Monteiro-Neto, 1998; Santos *et al.*; 2010), estas estruturas podem ser instaladas com objetivos variados, incluindo turismo subaquático (Santos *et al.*; 2009), manejo de recursos naturais e conservação da biodiversidade (Pizzato, 2004),

reabilitação de ecossistemas degradados (Seaman, 2007) e experimentação científica (Wilbur, 1978; Löffler, 1997; Gomes *et al.*, 2001; Freitas *et al.*, 2005, Cardoso, 2008).

Os resultados da análise de variância calculada com o índice de Shannon com base na abundância numérica das espécies um efeito significativo das fases do ciclo hidrológico e ano. Utilizando como variável resposta o índice de Shannon em peso (g), também foram detectados efeitos significativos em relação ao fator tempo e ao habitat. Segundo Lowe-McConnell (1999) a diversidade de Shannon esperada para as assembléias de peixes da Bacia Amazônica oscilam entre 3,13-5,35 no Rio Uatumã, 2,46-4,74 no Rio Negro, 2,19-3,24 em lagos do rio Amazonas, e 3,85-5,44 no rio Trombetas. Os valores de diversidade para os lagos de Anavilhanas, estimados neste estudo, apresentaram-se dentro desses limites. Outros autores, como Goulding *et al.* (1988), encontraram $H' = 4,37$ para o rio Negro; Garcia (1995) observou valores entre 2,3 e 4,2, e o presente estudo estimou valores entre 2,13 e 3,28.

Goulding *et al.*, (1988) explicaram que a variedade de habitats (seis), a alta disponibilidade de itens alimentares (cerca de 64) e a estrutura trófica conservada são responsáveis por sustentar a alta diversidade de peixes para o rio Negro. Lowe-McConnell (1987) destacou, em uma revisão, que três hipóteses podem explicar valores elevados de diversidade biológica em comunidades de peixes: a idade da bacia, a estabilidade climática e a heterogeneidade espacial do sistema. Em relação a idade da bacia, a autora considerou que as comunidades tropicais são muito antigas, onde as espécies acumularam-se durante longos períodos de tempo favorecendo a diversidade. A hipótese de estabilidade climática, explica que em baixas latitudes as variações de temperatura foram mais estáveis do que em outras regiões durante a Era do Gelo. E a hipótese da heterogeneidade, atribui a maior quantidade de nichos para sistemas tropicais de temperaturas mais elevadas.

A diversidade das áreas com atrator foi maior do que nas áreas controle, a figura 8A ilustra graficamente esta diferença. E, observando os valores de Shannon entre os ciclos hidrológicos, destaca-se do controle em todos os períodos, especialmente durante a seca. Os resultados de Freitas (1999) também mostraram efeitos significativos para a presença de atratores, usando o índice de Shannon como medida de diversidade. Entretanto, a introdução de atratores não resultou em efeitos significativos nos estudos desenvolvidos por Braga (2002) e por Santos *et al.*, (2008). Na verdade, Braga (2002) observou estimativas de diversidade maior nas áreas controle.

A complexidade espacial proporcionada pelos atratores parece estar funcionando como áreas de refúgio e favorecendo a agregação de peixes, causadas principalmente pela pressão ambiental decorrente da retração das águas durante a vazante-seca. Os atratores podem desempenhar um papel importante na biota de áreas inundáveis, funcionando como redutores das taxas de mortalidade natural que ocorrem anualmente durante a seca, preservando uma biomassa que seria perdida pela predação e competição. Novamente, esse efeito pode ser especialmente importante para a pesca em ambientes oligotróficos de águas pretas, onde a resiliência é supostamente bem mais baixa do que em ambientes de várzeas (águas brancas).

O teste da ANOVA calculado através do índice de dominância de Berger-Parker com o abundância numérica mostrou, alta significância para o fator tempo e novamente no t8 (figura 09). O incremento no número de indivíduos do primeiro para o segundo ano de coleta foi alta nos atratores ($Ano_1 = 367$, $Ano_2 = 1519$) em comparação ao controle ($Ano_1 = 469$, $Ano_2 = 1013$), entretanto este aumento não foi ilustrado na figura 09, o t8 ao contrário dos resultados para Riqueza e Shannon apresentou valores baixos para a seca do segundo ano. A variação interanual do índice de Berge-Parker pode ser explicada pela alta captura de *H. marginatus* tanto nas armadilhas como no controle, fato corroborado pelo índice de equitabilidade (tabela 02) que ilustra uma alta dominância na amostra neste período. Cardoso (2008) também encontrou forte relação entre a abundância da ictiofauna e o tempo de exposição dos atratores, assim como Freitas *et al.*, (2005) usando também o mesmo índice de dominância (Berger-Parker).

As análises da ANOVA usando o índice de Berger-Parker com o peso (g) revelam padrões semelhantes (figura 10) ao calculado com a abundância numérica. O fator tempo foi significativo com baixos valores no t8. Este resultado pode ser explicado quando comparamos os valores de peso do atrator ($Ano_1 = 54547,9$ g, $Ano_2 = 182669,3$ g) e do controle ($Ano_1 = 76742,7$, $Ano_2 = 125537,4$) entre as secas do ano 1 (t4) com o ano 2 (t8).

O comportamento de escolha do habitat pelas assembléias de peixes seja para colonização, desova, refúgio ou alimentação está relacionado com as características físicas e químicas do ambiente e, possivelmente, por pressões ambientais. Johnson *et al.*, (1988) encontraram preferências em relação a transparência da água, Walters *et al.*, (1991) melhores colonizações em águas rasas e próximo da margem, Gomes *et al.*, (2001) alcançaram maior peso (kg) e CPEU (kg) nos atratores próximos das margens.

Santos & Passavante (2007) analisaram os diversos tipos de estruturas utilizadas na criação de recifes artificiais marinhos e verificaram que os recifes artificiais criados em áreas de plataformas continentais se tornam, na maioria dos casos, habitats produtivos, resultando na criação de áreas ecológicas voltadas para pesca artesanal.

Nos lagos de Anavilhanas a distância da floresta em relação às margens não apresentou efeito nas análises da ANOVA. A presença de uma maior heterogeneidade ambiental mais próxima (margem 1) ou mais distante (margem 2) dos atratores parece não ter efeitos sobre as assembléias de peixes, ou ainda, que a escala de tamanho dos atratores não é suficiente para proporcionar este efeito. E uma outra hipótese seria que a diferença na distância entre os dois tratamentos pode não ter sido grande o suficiente para gerar efeitos na intensidade de colonização. Freitas *et al.*, (2005) encontraram efeitos da distância do atrator em relação a margem, porém, Cardoso (2008) não encontrou diferenças entre a distância em relação ao igarapé mais próximo e profundidade média da água.

Análises de agrupamento foram realizadas com o objetivo de identificar possíveis padrões na composição das assembléias de peixes entre os tipos de habitats (atrator e controle), e a riqueza e abundância ao longo do ciclo hidrológico. O NMDS calculado com dados de abundância numérica mostrou diferenças marcantes durante o período de seca, tanto nos atratores como nas áreas-controle. Este resultado é corroborado em todas as análises da ANOVA para ambos os índices de diversidade, evidenciando influência do ciclo hidrológico na composição das assembléias de peixes.

O padrão observado no NMDS usando a riqueza de espécies presente nos atratores, no controle e durante as fases do ciclo hidrológico apresentou forte similaridade (Figuras 11, 12). Goulding *et al.*, (1988) observaram que a similaridade entre as áreas do médio e alto rio Negro é altíssima, sugerindo que a composição da ictiofauna não difere entre os ambientes devido a maior presença de espécies endêmicas. O efeito de aspectos temporais como o pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989) sobre as assembléias de peixes durante a enchente e cheia, parece funcionar como um homogeneizador da biota em complexos de lagos. Freitas *et al.*, 2010 encontraram este padrão em lagos de ilhas do sistema Amazonas-Solimões, os autores discutem que a composição das espécies é restabelecida nos lagos durante o período de cheia.

Não houve diferenças nos valores de Equitabilidade calculados com peso (g) e abundância numérica. Os valores obtidos ao longo do ciclo hidrológico tanto nos

atratores como no controle não variaram muito ao longo dos dois ciclos hidrológicos analisados no presente estudo. A tendência à homogeneidade nas assembléias de peixes mostra que a distribuição do número de indivíduos presentes para cada espécie apresenta, em sua maioria, um valor de n aproximado, concordando com o esperado para este ambiente.

Os resultados descritos pela Análise de Variância, pelos índices de diversidade e, pelas técnicas de agrupamento apontam o ciclo hidrológico como o fator determinante para a diversidade das assembléias de peixes nos atratores e nas áreas-controle, especialmente durante a seca. Os efeitos de um período de seca mais prolongado em áreas alagáveis causam profundas mudanças na biota (Rodriguez & Lewis Jr, 1997; Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Suárez *et al.*, 2001; Pompeu & Godinho, 2006). Eventos extremos, resultantes de fortes alterações climáticas estão tornando-se cada vez mais intensos na Amazônia (Marengo *et al.*, 2011). Grandes extensões do sudoeste da Amazônia sofreram uma das secas mais intensas dos últimos cem anos em 2005, e, em menos de cinco anos, o cenário se repetiu em 2010, levando o rio Negro a atingir as mais baixas cotas históricas. A seca de 2009 em Anavilhanas não foi, comparativamente, tão acentuada como nos anos de 2005 e 2010. Entretanto, o nível dos lagos ficou bastante reduzido em relação à seca de 2008, sendo que a profundidade média dos lagos em 2008 foi de 3m (cota 19,8m Fonte: CPRM) contra 1,4m em 2009 (cota 17,7m Fonte: CPRM). As mudanças da paisagem causadas pela seca mais prolongada de 2009 levaram a um aumento nas capturas nas áreas do estudo, especialmente nos atratores.

Analisando os valores de abundância, peso obtidos neste estudo, é possível hipotetizar que sob eventos temporais extremos, os atratores poderiam desempenhar um papel importante na sobrevivência de espécies, funcionando como áreas de refúgio contra a predação. A preservação de uma biomassa que seria naturalmente perdida pode constituir uma alternativa chave para ambientes pobres em complexidade ambiental ou sob efeitos do manejo pesqueiro para os lagos da Amazônia, em especial quando as condições ambientais forem bastante adversas. A potencialidade do uso de atratores artificiais para o incremento da pesca, seja artesanal (Gomes *et al.*, 2001, Santos *et al.*, 2009), de subsistência, para atrair peixes formadores de cardume ou ornamentais (Cardoso, 2008) deve ser levada em consideração em planos de manejo de áreas protegidas, pois estas estruturas podem contribuir para a recuperação interanual dos estoques de espécies de interesse comercial, aumentando as capturas.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM pela bolsa de pesquisa, a Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento dos projetos Edital Universal nº 02/2006, Processo nº 475476/2006-9 e 200910097, respectivamente.

REFERÊNCIAS

- Amadio A.A. (1985) *Estudos de Ecologia e Controle Ambiental na Região do Reservatório da UHE Balbina. Subprojeto Estimativa da Ictiofauna*. Relatório Técnico Semestral. Julho-Dezembro, ELN/CNPQ/INPA, Manaus, 54pp.
- Arrington D. A., Winemiller K. O. & Layman C. A. (2005) Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia*, **144**: 157–167.
- Bolding B., Bonar S. & Divens M. (2004) Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: a literature review. *Reviews in Fisheries Science*, **12**:75-96.
- Bonsack J. A. & Talbot F. H. (1980) Species-packing by reef fishes on Australian and Caribbean reefs: An experimental approach. *Bulletin of Marine Science* 30:710-723.
- Bonsack J.A. & Sutherland D. L. (1985) Artificial reef research: A review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sc.*, **37**: 11-39.
- Bonsack J.A. (1989) Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull. Mar. Sci.* **44**:631-645.
- Bonsack J.A., Johnson D.L. & Ambrose R.F. 1991. *Ecology of artificial reef habitats and fishes*. In: Seaman Jr. W. & Sprague L.M. (1991) Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic Press, New York, 285.
- Braga F.M.S. (2002) O estudo de recifes artificiais como atratores de peixes no reservatório de Volta Grande (MG-SP). *Acta Limnol. Bras.*, **14**(2):65-76.
- Brock R.E. & Grace R.A. (1987) *Fishery enhancement through artificial reef development for nearshore Hawaiian waters*. Final report, Coperative Agreement NA-85-ABH-00028. Hawaii Institute of Marine Biology, University of Hawaii, Honolulu.

- Cardoso F.R. (2008) *Ecologia da pesca e biologia reprodutiva do acará-disco (Symphysodon aequifasciatus, Pellegrin 1904) (Perciformes: Cichlidae) na RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central: subsídios para o manejo sustentável de um recurso natural*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus, 115.
- Clarke K.R. & Green R.H. (1988) Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Serie*, **92**:213-226.
- Claro Jr. H. (2003) A influência da floresta alagada na estrutura trófica de comunidade de peixes em lagos de várzea da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, 60.
- Conceição R.N.L. & Monteiro-Neto. (1998) Recifes artificiais marinhos. *Biotec. Ci. & Desenvol.*, São Paulo, **6**: 14-17.
- Corredor M. C. F. (2004) Influência das variações temporais da disponibilidade relativa de habitats sobre a comunidade de peixes em um lago de várzea da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus, 89.
- Fischer J. & Lindenmayer D.B. (2006) Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:2, 473-480.
- Freitas C.E.C (1999) O efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE Barra Bonita (Estado de São Paulo – Brasil). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 133.
- Freitas C.E.C, Petreire Jr & M, Barrella W. (2005) Natural and artificially-induced habitat 5 complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology* **12**: 63–67.
- Freitas C.E.C, Petreire Jr M & Abuabara M.A.P. (2002) Artificial reefs and 1 their effects on fish 2 assemblages in a Brazilian reservoir and tailrace. *Ecohydrology & Hydrobiology* **2**:3 305–313.
- Freitas C.E.C, Siqueira-Souza F.K., Guimarães A.R., Santos F.A. & Santos, I.L.A. (2010) Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia* **27** (6): 931-938.
- Garcia M. (1995) *Aspectos ecológicos dos peixes das águas abertas de um lago no arquipélago de Anavilhanas, rio Negro, AM*. Dissertação de Mestrado, Instituto

- Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas INPA/ UFAM, 95.
- Girden E.R. (1992) ANOVA: repeated measures. SAGE University Paper. Series: Quantitative Applications in the Social Sciences.
- Gomes M. P., Novelli, R., Faria V.V. & Zalmon, I. R. (2001) Potencial atrator de peixes ósseos em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revta Bras. Zool.* 18 (3): 779 – 792.
- Goulding M., Carvalho M. L. & Ferreira E. G. (1988). *Rio Negro, rich life in poor water*. SPB Academic, The Hague, Hague, Netherlands.
- Guimarães T.F.R. (2009) Conectividade e padrões de riqueza e diversidade de espécies de peixe nas lagoas do litoral norte do rio Grande do Sul, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul UFRGS, 37.
- Henry R. (2003). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, São Carlos, SP, 349.
- Huynh H. & Feldt L.S. (1970) Conditions under which mean square ratios in repeated measurements designs have exact F-distributions. *Journal of the American Statistical Association*, v. 65, p. 1582-89.
- Johnson D.L., Beaumier R.A., & Lynch Jr. W.E. (1988) Selection of Habitat Structure Interstice Size by Bluegills and Largemouth Bass in Ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**:171-179.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, 110-127. In: D. P. Dodge (ed). Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106p.
- Löffler H. (1997) Artificial habitats for fishes in Lake Constance (Bodensee): observation of fish aggregating devices with a remotely operated vehicle. *Fisheries Management and Ecology*, **4**, 419-420.
- Lowe-McConnell R.H. (1987) Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge University Press, London. 382.
- Lowe-McConnell R.H. (1999) *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. EDUSP, São Paulo, SP. 366.
- Marengo J.A., Nobre C. A., Chou, S.C., Tomasella J., Sampaio G., Alves L. M., Obregón G.O., Soares W.R., Betts R. & Kay G. (2011) *Riscos das mudanças climáticas no Brasil análise conjunta Brasil-Reino Unido sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 57.

- Manly, B. J. F. 1994. *Multivariate Statistical Methods. A Primer*. 3 Ed Chapman & Hall, 215.
- May R.M. (1975) Patterns of species abundance and diversity. In Cody, M.L. & Diamond J.M. [eds.] *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge, p.81-120.
- Oliveira E.C. (2003) *Distribuição e abundância do ictioplâncton na Área da Estação Ecológica de Anavilhanas, rio Negro, Amazonas, Brasil*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. 157.
- Paxton K.O. & Stevenson F. (1979) Influence of artificial structure on angler harvest from Killdeer Reservoir, Ohio. pp. 70–76. In: *Response of Fish to Habitat Structure in Standing Water* (D. L. Johnson and R. A. Stein, Eds.). North Central Division American Fisheries Society Special Publication.
- Pielou E.C. (1975) *Ecological diversity*. New York, John Wiley, 165.
- Pizzato R. (2004) *Avaliação dos impactos ambientais do programa recifes artificiais marinhos do Paraná – Programa RAM*. Trabalho de Conclusão de Curso, Bacharelado em Engenharia Ambiental, Universidade Católica do Paraná, 62.
- Polovina J. J. (1991) Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. 153–176. In: *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries* (W. Seaman, Jr. and L. M. Sprague, Eds.). Academic Press, Inc. San Diego, CA. 285.
- Pompeu P.S. & Godinho H.P (2006) Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brasil. *Neotropical Ichthyology*, **4**(4):427-433.
- Rodriguez M.A. & Lewis Jr W.M. (1997) Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, **67**(1), 109-128.
- Santos D.H.C & Passavante J.Z.O. (2007) Recifes Artificiais Marinhos: Modelos e Utilizações no Brasil e no Mundo. *Bol. Tec. Cient.*, **15** (1): 113-124.
- Santos D.H.C., Cunha M.G.G.S., Amancio F.C. & Passavante J.Z.O. (2009) Recifes Artificiais, Mergulho e Pesca Artesanal: Alguns Aspectos do Conflito na Costa de Pernambuco – Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, **10**(1):7-22.
- Santos L.N., Araújo F.G. & Brotto D.S. (2008) Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**: 896-908.

- Santos T.G., Cunha A.G. & Santos D.A. (2010) Implantação de recifes artificiais: uma forma alternativa para incrementar a produtividade pesqueira. *Rev. Bras. Eng. Pesca* **5**(2): I-XII.
- Schindler D.E. & Scheuerell M.D. (2002) Habitat coupling in lake ecosystems. *Oikos* **98**:177-189.
- Seaman Jr W. (2007) Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia* **580**:143–155.
- Seaman Jr. W. & Sprague L.M. (1991) *Artificial habitats practices in aquatic systems*. In: *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, New York, 285.
- Sedell J.R., Reeves, G. H., Hauer, F. R., Stanford, J. A. & Hawkins, C. P. 1990. Role of refuge in recovery from disturbance modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management*, **14**: 711-724.
- Simon T.E. (2010) *Peixes recifais: comparação entre ambientes artificiais e naturais*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 69.
- Súarez Y.R., Petreire M. Jr & Catella A.C. (2001) Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, **11**, 45–50.
- Tejerina-Garro F.L., Fortín R. & Rodríguez M.A. (1998) Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, **51**:399-410.
- Thomé-Souza M. & Chao N.L. (2004) Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazonia, Brasil. *Neotropical Ichthyology*, **2**(3):127-136.
- Tolbot F.H. & Russel B.C., Anderson G.R.V. (1978) Coral reef communities: unstable high diversity systems? *Ecological Monographs*, **48**:425-440.
- Townsend C.R. & Hildrew, A.C. (1976) Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology*, **45**:759-772.
- Walters D.A., Lynch Jr W.E, & Johnson D.L. (1991) How Depth and Interstice Size of Artificial Structures Influence Fish Attraction. *North American Journal of Fisheries Management* **1**:319-329.
- Wilbur R.L. (1978) Two Types of Fish Attractors Compared in Lake Tohopekaliga, Florida. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **107**(5): 689-695.

- Woodhead P.M.J., Parker, J.H. & Duedall, I.W. (1982) The coal-waste artificial reef program (C-WARP): a new resource potential for fishing reef construction. *Marine Fisheries Review*. **44**(6-7):16-23.
- Yeager L.A., Layman C. A. & Allgeier J. (2011) Effects of habitat heterogeneity at multiple spatial scales on fish community assembly. *Oecologia*, Electronic supplementary material (doi:10.1007/s00442-011-1959-3).

Capítulo 2

Resposta de piscívoros em face da presença de atratores artificiais em lagos do Médio Rio Negro, AM.

Kedma Cristine Yamamoto¹

Carlos Edwar de Carvalho Freitas¹

Jansen Zuanon²

¹ Faculdade de Ciências Agrárias (FCA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Av. General Rodrigo Otávio Ramos Jordão, 3000. Coroadó, Manaus-AM, 69077-000. kcyamamoto@gmail.com.

² Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), CP 478, 69.083-970, Manaus AM, Brasil.

^a Artigo a ser submetido à revista:

Hydrobiologia

ISSN revista impressa: 0018-8158

ISSN revista *online*: 1573-5117

Frequência: Quinzenal

Fator de Impacto: 1,754

RESUMO

O uso de estruturas artificiais em ambientes aquáticos tem hoje diferentes aplicabilidades como, promover a colonização de espécies para a pesca esportiva e ornamental, aumentar a produtividade de recifes naturais, criar áreas de colonização para macroinvertebrados, promover áreas de desova, proteger espécies ameaçadas entre outros. Estudos sobre a composição de espécies nos atratores artificiais mostram que os piscívoros são abundantes nestes ambientes. Foi testado neste estudo se fatores bióticos e abióticos influenciam no número de espécies e diversidade de assembléias de piscívoros em atratores artificiais e, se a diversidade de piscívoros aumenta em face da presença destas estruturas. A Análise de Variância com medidas repetidas no tempo indicou haver diferenças significativas entre atrator e controle para o número de espécies e na dominância de Berger-Parker, usando como variável resposta a abundância numérica. O fator tempo foi significativo para as variáveis riqueza, diversidade de Shannon e Berger-Parker, principalmente durante o período de seca do segundo ano de coleta. As variáveis ambientais significativas indicadas pela Regressão sobre a diversidade de piscívoros foram o pH, oxigênio e a temperatura. O número de espécies de piscívoros foi maior nos atratores do que no controle. Foi observado que populações de ciclídeos ocorreram somente nas áreas de atrator.

Palavras-chaves: piscívoros, atratores artificiais, unidade de conservação, habitat.

ABSTRACT

The use of artificial structures in aquatic environments have different applicability to today, to promote the colonization of species for sport fishing and ornamental plants, increase the productivity of natural reefs, creating settlement areas for macroinvertebrates, spawning areas to promote, protect endangered species and other . Studies on the composition of species in artificial attractors show that piscivores are abundant in these environments. It has been tested in this study biotic and abiotic factors influence the number of species and diversity of assemblages of piscivores in artificial attractors, and the diversity of piscivores increases in the face of these structures. Analysis of variance with repeated measure indicated significant differences between control and attractor for the number of species and the Berger-Parker dominance, using as response variable numerical abundance. The time factor was significant for the variables richness, diversity of Shannon and Berger-Parker, especially during the dry period of the second year of collection. The environmental variables indicated by the significant regression on the diversity of piscivores pH, oxygen and temperature. The number of species of piscivores was higher in control than in the attractors. It was observed that populations of cichlids have occurred only in the areas of attractor.

Keywords: piscivores, artificial attractors, protected area, habitat.

INTRODUÇÃO

De acordo com Cowx & Gerdeaux (2004), os principais mecanismos de manejo dos recursos pesqueiros estão concentrados em quatro principais categorias de ação, sendo: aumento do estoque de peixes; reabilitação e manipulação de habitats com objetivos para a pesca, incluindo biomanipulação e regulação de pescarias; e, a conservação e proteção das populações naturais de peixes.

Na perspectiva de aumentar a biomassa e a captura por unidade de esforço para a pesca artesanal, a introdução de estruturas artificiais ganhou amplitude no cenário mundial (Seaman Jr & Sprague, 1991). Os primeiros registros de uso destas estruturas na pesca foram na Ásia, no século XVIII. Mais tarde, na América do Norte, precisamente na Carolina do Sul, em 1830, usando estruturas de madeira para aumentar a pesca de alguns esparídeos. A partir da década de 60, os EUA e o Japão investiram alto na tecnologia de construção em recifes artificiais de concreto com o objetivo foi de ocupar a plataforma continental para aumentar a pesca comercial (Santos & Passavante, 2007).

No Brasil, a introdução de recifes artificiais teve início na década de 80, pela antiga Superintendência de Desenvolvimento da Pesca – SUDEPE que instalou blocos na baía de Sepetiba, para evitar a pesca predatória com redes de arrasto do camarão branco. A partir deste projeto, na década de 90, outros recifes e/ou estruturas correlatas foram manipuladas nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Sergipe, Espírito Santos, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. Hoje o Estado que tem o maior número de recifes artificiais é o Paraná com cerca de duas mil estruturas espalhadas em sua plataforma continental (Pizzatto, 2004).

O uso destas estruturas em ambientes aquáticos têm hoje diferentes aplicabilidades como, promover a colonização de espécies para a pesca esportiva (Santos et al., 2009) e ornamental (Cardoso, 2008), aumentar a produtividade de recifes naturais (Stone 1982), criar áreas de colonização para macroinvertebrados (Casey & Kendall, 1996), promover áreas de desova (Nash et al., 1999), proteger espécies ameaçadas (Pizzatto, 2004), dificultar a pesca de arrasto em áreas vulneráveis (Pizzatto, 2004), mitigar áreas degradadas ou com pouca heterogeneidade ambiental (Seaman Jr & Sprague, 1991) e aumentar as taxas de recrutamento (Rilov & Benayahu, 2002).

Os estudos com atratores artificiais no âmbito ecológico têm destacado que a interação das assembléias de peixes com estes habitats apresentam diferentes respostas.

A composição das espécies presentes nos atratores artificiais varia conforme o tamanho, design e tipo de material construído (Wilbur, 1978; Greg, 1995; Braga, 2002), com a profundidade e substrato onde os atratores são fixados (Walters et al, 1991, Santos et al, 2008, Hackradt & Félix-Hackradt, 2009), de acordo com a presença de complexidade ambiental natural (Freitas, 2003, Cardoso, 2008) e com o do tipo de ambiente (lago, reservatório, rio) (Löffler, 1997; Boulding et al., 2004).

A manipulação do ambiente e da biocenose natural, através de alterações estruturais no ambiente, como o aumento e a disponibilidade de habitats (principalmente aqueles que um dia já existiram no ambiente), pode promover substrato para reprodução e/ ou abrigo, aumentar a abundância de espécies e a produtividade pesqueira (Welcomme & Bartley, 1998). Estudos comparativos entre atratores artificiais e naturais revelam que a composição de espécies colonizadoras destes ambientes não difere, apresentando mesmo grau de similaridade (Hackradt & Félix-Hackradt, 2009). Em geral, a colonização em recifes artificiais começa imediatamente após sua introdução no meio aquático. A velocidade de colonização e o tipo de espécies colonizadoras dependem da época do ano, da fauna existente no sistema e de aspectos relacionados ao próprio habitat (Freitas, 2003).

Em regiões tropicais, a disponibilidade de habitats naturais para as comunidades está relacionada com a flutuação do nível da água do canal principal. Marcadamente na região Amazônica, a flutuação no nível da água ocasionada pelo pulso de inundação (Junk et al., 1989) provoca profundas modificações no ambiente, alterando a paisagem, a disponibilidade de alimento, habitats e/ ou refúgios. A sazonalidade é um fator que reflete na composição e abundância de espécies em atratores artificiais, Gomes et al, 2001, observaram que o maior poder de atratores instalados na plataforma continental, na região costeira do Rio Janeiro, foi nos meses de verão, evidenciado pelos altos valores de abundância nesse período. Freitas (1999) também encontrou maior rendimento nas pescarias dos atratores durante o período de verão e as menores capturas no inverno e outono.

Além das relações espaço temporais sobre as assembléias de peixes em atratores artificiais, interações interespecíficas também afetam a dinâmica de uso e colonização destas estruturas. Wilbur (1978) testando dois níveis de complexidade ambiental durante quatro anos observou que a espécie dominante foi um predador (*Micropterus salmoides*). Brock & Grace (1987) encontraram nos atratores artificiais em média 70% de peixes carnívoros, seguidos dos herbívoros, planctívoros e onívoros. Nos atratores de

Freitas (1999) e Braga (2002) o piscívoro *Plagioscion squamosissimus* também foi a espécie dominante.

Almany (2004) comenta que a predação pode ter um papel importante na estruturação da assembléia de peixes em atratores artificiais. Em ambientes naturais a presença de espécies piscívoras indica ter uma alta relação com fatores bióticos e abióticos na estruturação das comunidades. A transparência da água, a morfometria dos lagos e a quantidade de cobertura vegetal disponível revelam alta relação (Rodriguez & Lewis Jr, 1997; Tejerina-Garro et al., 1998; Suárez *et al.*, 2001).

Baseado no exposto acima, no presente estudo, testamos as seguintes hipóteses: 1) Os fatores bióticos e abióticos influenciam no número de espécies e diversidade de assembléias de piscívoros em atratores artificiais de lagos do rio Negro? 2) A diversidade e número de espécies das assembléias de peixes de atratores artificiais aumenta em face da quantidade de espécies piscívoras?

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragens

As pescarias experimentais foram realizadas trimestralmente, durante 24 meses, nas quatro fases do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca). As capturas foram realizadas através de baterias de oito malhadeiras (rede-de-espera), com tamanhos de malha variando de 30 a 100 mm entre nós opostos, dispostas aleatoriamente no entorno de oito atratores artificiais e oito áreas controle. Os atratores foram construídos no formato de um quadrado de madeira, com dimensões de 5x5m, preenchidos com galhos de arbustos das margens dos lagos e fixados no fundo do lago com poitas de concreto. Em cada lago foram instaladas dois atratores, distantes da margem cerca de 60m, sendo um colocado na margem mais próxima da floresta (margem tipo 1) e outra na margem mais distante da floresta (margem tipo 2).

As malhadeiras foram armadas ao amanhecer, sendo expostas no lago por um período de duas horas (05h às 07h), seguido da despesca e, outra captura no final da tarde (17h às 19h) com mesma duração. Concomitante as coletas foram tomadas as medidas de pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica e profundidade dos lagos na superfície e no fundo. Após a despesca os peixes foram etiquetados, fixados em formol a 10% e transportados ao laboratório de Ecologia de Peixes do INPA. Os peixes foram identificados através de chaves taxonômicas e por especialistas,

pesados (g) e medidos (cm). A classificação dos peixes como sendo espécies piscívoras seguiu informações da literatura, onde define que são espécies que se alimentam de peixes freqüentemente ou exclusivamente (Goulding, 1980).

Análise dos dados

Com a finalidade de avaliar o efeito da presença dos atratores artificiais, dos diferentes tipos de margem e da estação do ciclo hidrológico sobre as espécies piscívoras foi aplicada uma análise de variância com medidas repetidas no tempo, usando o número de espécies de piscívoros, peso de piscívoros (g), índices de Shannon ($H'n$) e ($H'p$) estimados a partir de dados de número de piscívoros e do peso destes nas amostras, equitabilidade (J) e o índice de dominância de Berger-Parker (d), sempre a partir da proporção de piscívoros presentes, como variáveis resposta.

As amostras efetuadas nas quatro estações do ciclo hidrológico: enchente, cheia, vazante e seca, medidas ao longo de dois anos foram consideradas como medidas repetidas com a finalidade de avaliar simultaneamente os efeitos principais: presença/ausência de atratores e tipo de margem e efeitos de colonização e/ou das modificações ambientais decorrentes das flutuações no nível da água. Este delineamento multivariado foi resolvido na forma univariada com o uso de um delineamento com parcela subdividida. A condição de esfericidade foi testada em todas as análises e o índice de Huynh-Feldt (Girden, 1992) foi empregado sempre que ocorreu violação.

O modelo estatístico usado foi:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha_i * \beta_j + \xi_{ij} + \phi_k + \phi_k * \alpha_i + \phi_k * \beta_j + \phi_k * \alpha_i * \beta_j + \varepsilon_{ijk}$$

Onde,

Y_{ijk} – variável resposta

μ - média geral

α_i – efeito da presença do atrator ($i = 1, 2$)

β_j – efeito do tipo de margem ($j = 1, 2$)

$\alpha_i * \beta_j$ – efeito da interação entre a presença do atrator ($i = 1, 2$) e o tipo de margem ($j = 1, 2$)

ξ_{ij} – resíduo da unidade principal

ϕ_k – efeito da estação do ciclo hidrológico ao longo de dois anos ($k = 1, 2, \dots, 8$)

$\phi_k * \alpha_i$ – efeito da interação entre a estação do ciclo hidrológico ($k = 1, 2, \dots, 8$) e a presença do atrator ($i = 1, 2$)

$\phi_k * \beta_j$ – efeito da interação entre a estação do ciclo hidrológico ($k = 1, 2, \dots, 8$) e o tipo de margem ($j = 1, 2$)

$\phi_k * \alpha_i * \beta_j$ – efeito da interação entre a estação do ciclo hidrológico ($k = 1, 2, \dots, 8$), a presença do atrator ($i = 1, 2$) e o tipo de margem ($k = 1, 2$)

ε_{ijk} – resíduo da unidade secundária

Análises Discriminantes usando as medidas físicas e químicas como variáveis independentes e o tipo de habitat (atratores e áreas controle), o lago (Arraia, Canauiri Pequeno, Canauiri Grande e Prato) e a estação do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca) como variáveis respostas foram empregadas buscando identificar a existência de padrões espaciais e/ou temporais determinados por características ambientais.

Uma Regressão Múltipla dos Componentes Principais foi calculada (Fekedulegn et al., 2002) com o objetivo de avaliar a influência dos parâmetros físico-químicos no número de espécies de piscívoros presentes durante o ciclo hidrológico. Esta técnica de usar as cargas dos componentes principais como variáveis independentes em uma regressão é um método adequado para situações em que é esperada a ocorrência de multicolinearidade das variáveis, como no caso de variáveis ambientais, produzindo uma melhor estabilidade na estimativa dos coeficientes da regressão (Fekedulegn et al., 2002).

RESULTADOS

Composição e diversidade das assembléias piscívoras

Foram coletados 3.241 indivíduos distribuídos em 32 espécies com hábitos piscívoros, pertencentes a 11 famílias e 4 ordens. Deste total, 1745 indivíduos foram capturados nas proximidades dos atratores, distribuídos em 32 espécies, 11 famílias e 4 ordens. Nas área de controle, 1496 indivíduos foram coletados, distribuídos em 23 espécies, 9 famílias e 4 ordens (tabela 01).

As cinco espécies mais abundantes, em número de indivíduos, nos atrator e nas áreas de controle foram *Plagioscion squamosissimus*, *Ageneiosus ucayalensis*, *Pellona flavipinnis*, *Serrasalmus gouldingi* e *Agoniates halecinus* (Figura 01). E as mais abundantes em peso (g) foram *P. squamosissimus*, *P. flavipinnis*, *Ageneiosus polystictus*, *S. gouldingi* e *Pinirampus pirinampu* (Figura 02).

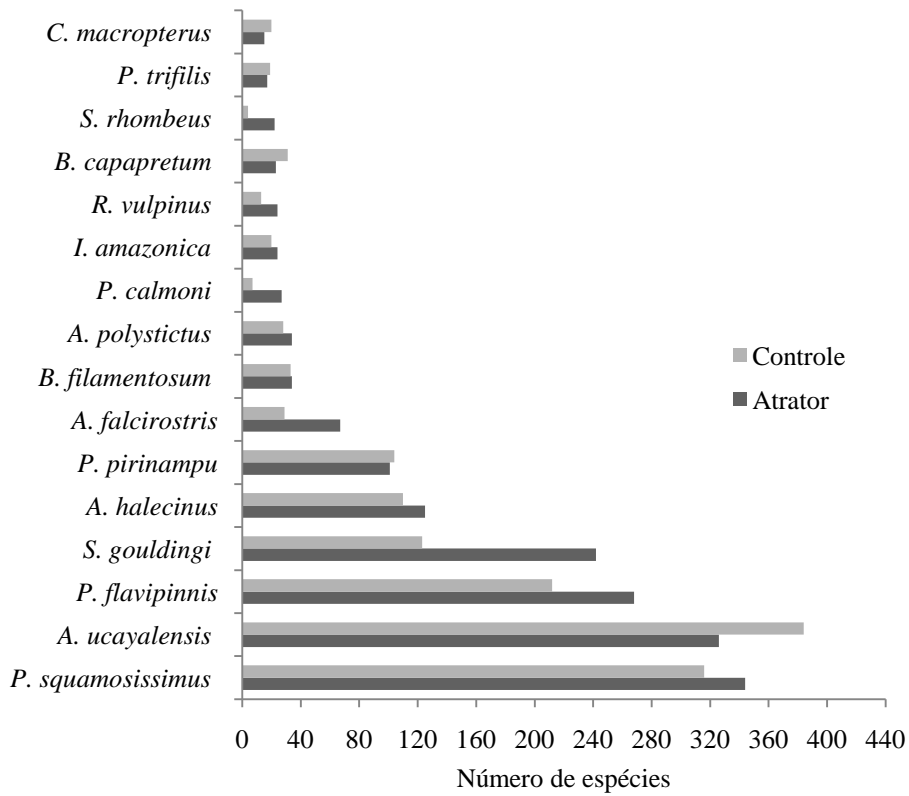


Figura 01. Espécies mais abundantes em número de indivíduos coletadas nos atradores e controle durante dois ciclos hidrológicos.

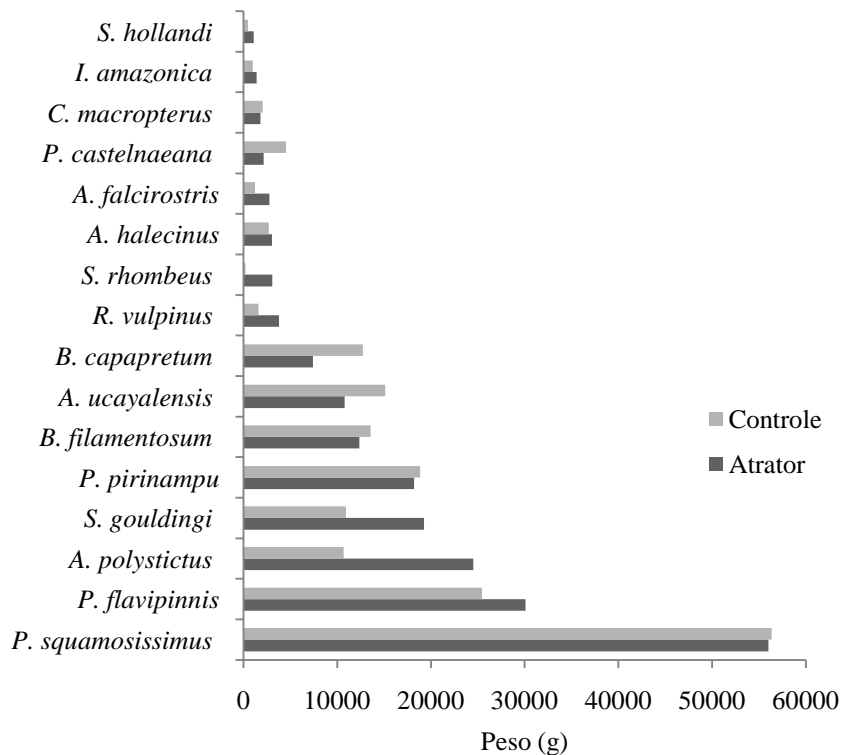


Figura 02. Espécies mais abundantes em peso (g) coletadas nos atradores e controle durante dois ciclos hidrológicos.

Os índices calculados para os períodos de enchente, cheia, vazante e seca nos atratores e controle revelam que a riqueza, a diversidade e a biomassa foram superiores nos atratores, com exceção do período de vazante que foi levemente maior no controle (tabela 01). A similaridade, equitabilidade e dominância de Berger-Parker mostram que as assembléias de piscívoros presentes nos dois habitats apresentam características próximas. A composição de espécies ao longo do ano não varia muito entre o atrator e o controle, apenas na seca ocorrem diferenças. A equitabilidade revela uma tendência à homogeneidade quanto ao número de indivíduos presentes em cada espécie, e os períodos de maior dominância ocorrem na vazante e seca.

Tabela 01. Índices de diversidade calculados para as espécies piscívoras presentes nos atratores e controle durante dois ciclos hidrológicos.

| Índices de diversidade | Atrator | | | | Controle | | | |
|------------------------|----------|---------|---------|----------|----------|----------|---------|--------|
| | enchente | cheia | vazante | seca | enchente | cheia | vazante | Seca |
| Riqueza de espécies | 17 | 15 | 12 | 29 | 13 | 8 | 13 | 19 |
| Número de Indivíduos | 456 | 233 | 321 | 735 | 336 | 203 | 323 | 634 |
| Shannon H | 1,762 | 1,905 | 1,888 | 2,445 | 1,716 | 1,169 | 1,844 | 2,286 |
| Similaridade | 0,3425 | 0,4479 | 0,5503 | 0,3975 | 0,4279 | 0,4025 | 0,4864 | 0,5177 |
| Riqueza Margalef | 2,613 | 2,568 | 1,906 | 4,243 | 2,063 | 1,317 | 2,077 | 2,79 |
| Equitabilidade J | 0,6218 | 0,7034 | 0,7597 | 0,726 | 0,669 | 0,5623 | 0,719 | 0,7764 |
| Berger-Parker | 0,3706 | 0,4034 | 0,2679 | 0,2299 | 0,4524 | 0,6749 | 0,2539 | 0,235 |
| Biomassa (g) | 36629,6 | 17651,6 | 33423,9 | 115220,3 | 30349,6 | 16358,77 | 34811,8 | 98405 |

Análise de variância com medidas repetidas e o efeito do atrator na diversidade e peso (g) dos piscívoros

A ANOVA com medidas repetidas no tempo, usando como variável resposta o número de espécies e o peso (g) de piscívoros, além dos índices de Shannon ($H'n$, $H'p$), Equitabilidade J (En , Ep) e dominância de Berger-Parker (dn , dp) estimados a partir de dados de número de indivíduos e peso (g) de piscívoros foi calculada para testar o efeito do habitat (atrator, controle), tipo de margem (1,2) e do tempo (t1: enchente / ano 1, t2: cheia / ano 1, t3: vazante / ano 1, t4: seca / ano 1, t5: enchente / ano 2, t6: cheia / ano 2, t7: vazante / ano 2, t8: seca / ano 2) sobre as assembléias de piscívoros dos atratores.

Os resultados da ANOVA usando o número de espécies apresentou efeitos significativos ao nível de 0,05 para os fatores tempo ($P < 0,00$) e a interação tempo*habitat ($P = 0,05$) (tabela 02). No tempo t8, que corresponde ao período de seca

do segundo ano de coleta, o número de espécies piscívoras foi mais elevado em relação aos outros períodos (Figura 3A). A interação tempo*habitat também segue o mesmo padrão, entretanto revelando que o número de espécies piscívoras ocorrentes nos atratores (habitat 1) foi, em média, superior ao do controle (habitat 2) no período de seca do tempo 8 (figura 3B).

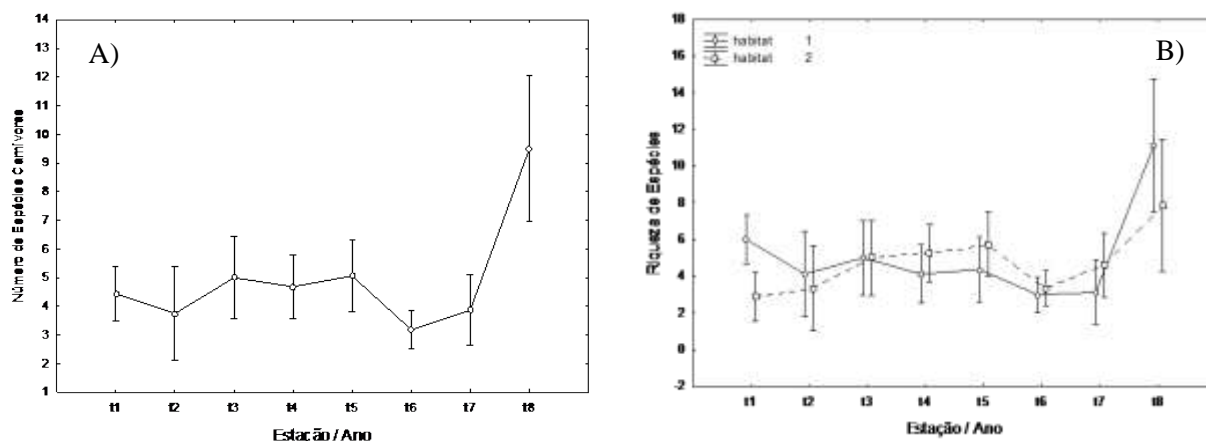


Figura 03. Efeitos principais dos fatores tempo (A), interação tempo*habitat (B) no modelo estatístico usando riqueza como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2, habitat 1: atrator e habitat 2: controle.

Tabela 02. Resultados das análises de variância com medidas repetidas usando como variável resposta Riqueza de espécies, os índices de Shannon ($H'n$, $H'p$), Berger-Parker (dn , dp) e Equitabilidade (En , Ep) estimados a partir de dados da número de indivíduos e peso (g) das assembleias de peixes predadoras dos atratores e controle.

| Efeitos | Gl ¹ | Riqueza | | H'n | | H'p | | dn | | dp | | En | | Ep | |
|----------------------|-----------------|---------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|-------------|------|------|------|------|
| | | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P | F | P |
| Habitat | 1/12 | 3,78 | 0,50 | 0,01 | 0,84 | 0,02 | 0,76 | 0,00 | 0,85 | 0,02 | 0,52 | 0,01 | 0,55 | 0,00 | 0,73 |
| Margem | 1/12 | 5,28 | 0,43 | 0,03 | 0,71 | 0,10 | 0,49 | 0,03 | 0,44 | 0,00 | 0,91 | 0,00 | 0,94 | 0,01 | 0,57 |
| Margem*Habitat | 1/12 | 3,12 | 0,54 | 0,02 | 0,75 | 0,05 | 0,61 | 0,02 | 0,53 | 0,08 | 0,20 | 0,03 | 0,35 | 0,00 | 0,66 |
| Tempo | 7/84 | 61,14 | 0,00 | 1,11 | 0,00 | 0,81 | 0,00 | 0,21 | 0,00 | 0,14 | 0,00 | 0,00 | 0,35 | 0,03 | 0,88 |
| Tempo*Habitat | 7/84 | 14,56 | 0,05 | 0,50 | 0,10 | 0,33 | 0,24 | 0,11 | 0,01 | 0,08 | 0,09 | 0,04 | 0,78 | 0,04 | 0,73 |
| Tempo*Margem | 7/84 | 1,67 | 0,97 | 0,09 | 0,94 | 0,17 | 0,68 | 0,03 | 0,62 | 0,04 | 0,52 | 0,05 | 0,69 | 0,07 | 0,43 |
| Tempo*Margem*Habitat | 7/84 | 2,30 | 0,93 | 0,14 | 0,83 | 0,09 | 0,90 | 0,02 | 0,69 | 0,02 | 0,76 | 0,04 | 0,77 | 0,02 | 0,94 |

¹ – O Grau de liberdade é apresentado no formato n1/n2 onde, n1 é o grau de liberdade do efeito, e n2 é o grau de liberdade do erro.

A ANOVA calculada com o índice de diversidade de Shannon usando número de indivíduos ($H'n$) apresentou efeito significativo ao nível de 0,05 para o fator tempo ($P = 0,00$) (tabela 02). Seguindo o mesmo padrão observado para a ANOVA usando o número de espécies piscívoras, o tempo t8 apresentou maiores valores de diversidade (figura 04 A). A estimativa da esfericidade dos componentes ortogonais resultou em um

valor de $\chi^2 = 19,36849$ (gl = 27, $p = 0,856186$) validando o uso da análise para testar o efeito dos fatores tempo, habitat e margem e a interação destes.

O índice de Shannon calculado com o peso (g) das espécies evidenciou efeito significativo para o fator tempo ($p = 0,00$), novamente com destaque para o período de seca do segundo ano de coleta (t8) (Figura 04 B). A estimativa da esfericidade dos componentes ortogonais resultou em um valor de $\chi^2 = 18,41101$ (gl = 27, $p = 0,890456$) validando o uso da análise.

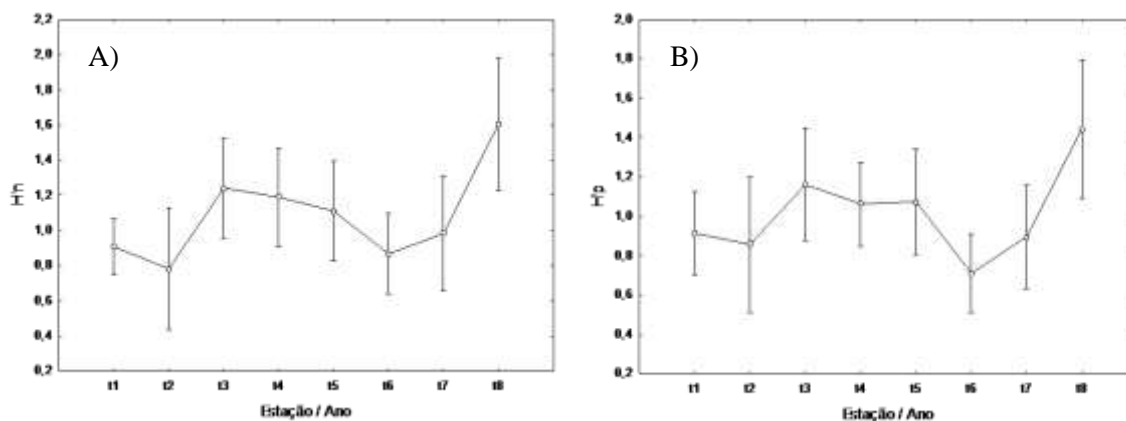


Figura 04. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Shannon com abundância numérica (A) e peso (B) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

Os resultados da análise de variância calculados com o índice de dominância de Berger-Parker usando número de indivíduos (dn) mostram efeitos significativos para o fator tempo ($P < 0,00$) (tabela 02) e a interação tempo*habitat ($p = 0,01$) indicando a existência de diferenças na biomassa disponível entre o atrator e controle. Contrariamente ao observado pelos outros índices (Riqueza e Shannon), as amostras efetuadas no tempo 8, nesta análise, apresentaram menor dominância de espécies piscívoras (figura 05 A).

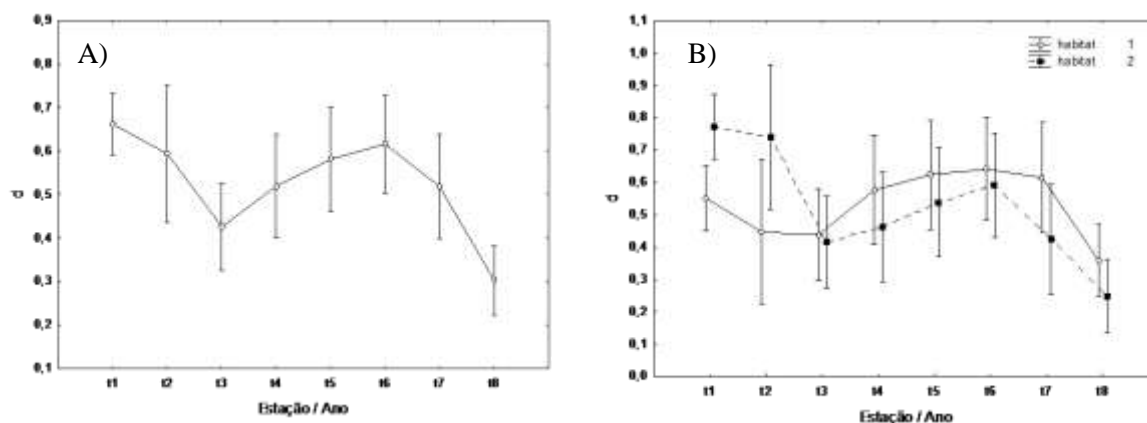


Figura 05. Efeitos principais do fator tempo (A) e interação tempo*habitat (B) no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com abundância numérica de indivíduos (dn) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

A interação tempo*habitat indica que a biomassa disponível nos atratores é, em média, superior ao do controle, as maiores diferenças foram observadas no segundo ano de instalação do atrator (t5, t6, t7), alcançando as menores médias no tempo 8 (Figura 05 B). A estimativa da esfericidade resultou em um valor de $\chi^2 = 25,69975$ (gl = 27, p = 0,535308) validando o uso da análise para testar o efeito dos fatores tempo, habitat e margem e a interação entre eles.

A ANOVA calculada com o índice de Berger-Parker usando o peso (g) indicou efeitos significativos para o fator tempo ($P < 0,00$), mostrando a existência de uma fator sazonal bastante acentuado sobre as medidas de diversidade de espécies piscívoras (tabela 02). A figura 06 indica haver fortes diferenças na biomassa disponível dos habitats entre os ciclos hidrológicos, especialmente nos períodos de cheia (t6) e seca (t8) no segundo ano de coleta cheia. A estimativa da esfericidade dos componentes ortogonais resultou em um valor de $\chi^2 = 25,08967$ (gl = 27, p = 0,569437) validando o uso da análise para testar o efeito dos fatores.

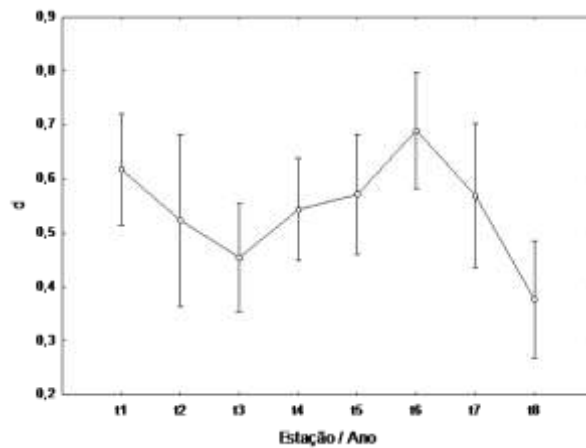


Figura 06. Efeitos principais do fator tempo no modelo estatístico usando índice de Berger-Parker com abundância numérica de indivíduos (dn) como variável resposta, sendo t1: enchente/ano 1, t2: cheia/ano 1, t3: vazante/ano 1, t4: seca/ano 1, t5: enchente/ano 2, t6: cheia/ano 2, t7: vazante/ano 2, t8: seca/ano 2).

A ANOVA calculada com a estimativa de equitabilidade a partir de dados de abundância numérica (En) e peso (Ep) de piscívoros, não indicou efeitos significativos nos fatores tempo, habitat e tipo de margem, e nem mesmo na interação (tabela 02). De um modo geral, para todos os índices usados como variável resposta (S, H', d, E) não houve efeitos significativos quanto ao tipo de margem (tipo 1: mais próximo da floresta, tipo 2: mais distante da floresta) e para as interações incluindo este fator.

Influência dos parâmetros físico-químicos sobre as assembléias de peixes piscívoros em atratores artificiais

Os lagos Arraia, Canauiri Pequeno, Canauiri Grande e Prato possuem profundidade média semelhantes, as variações ocorreram principalmente entre os períodos do ciclo hidrológico e entre o anos de coleta (Tabela 03). Diferenças marcantes são observadas nas profundidades da vazante e seca do primeiro para o segundo ano, evidenciando que a cheia do ano 2 foi mais prolongada quando comparada com o ano 1, mantendo a profundidade elevada durante as medidas na vazante. Enquanto a seca foi mais acentuada e apresentou valores menores no segundo ano.

Tabela 03. Profundidade média (m) dos lagos estudados nos ambientes de atrator controle durante dois ciclos hidrológicos.

| | Enchente | Cheia | Vazante | Seca |
|----------------|----------|-------|---------|------|
| Atrator Ano 1 | 9,98 | 12,96 | 3,76 | 3,06 |
| Controle Ano 1 | 10,69 | 12,96 | 3,53 | 3,21 |
| Atrator Ano 2 | 7,51 | 11,25 | 8,52 | 1,48 |
| Controle Ano 2 | 7,9 | 11,91 | 8,7 | 1,38 |

Os resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos nos atratores e nas áreas controle apresentaram, no geral, pouca variação dentro da mesma estação do ciclo e forte variação sazonal (Figura 07). O oxigênio apresentou variação média entre 2,3 a 5,9, sendo o período de águas baixas o de maior valor para este parâmetro (Apêndice 02). A temperatura apresentou variação média de 28,9 a 30,8, sendo a vazante o período de maior temperatura. O pH apresentou variação média de 4,7 a 5,1, com acidez mais alta nos períodos de enchente e cheia e o inverso da vazante para a seca. A condutividade elétrica variou de 8,5 a 10,9, os maiores valores foram observados na enchente e cheia decrescendo com a vazante e seca.

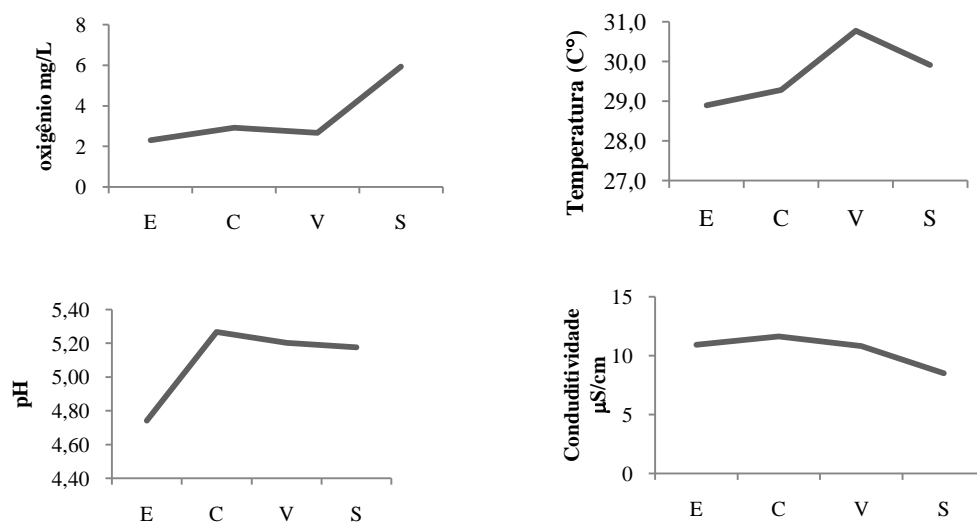


Figura 07. Média dos parâmetros físico-químicos medidos durante a E: enchente, C: cheia, V: vazante e S: seca nos habitats atrator e controle.

A análise discriminante calculada com a média dos valores de pH, condutividade, oxigênio e temperatura entre os tipos de habitat (atrator e controle) não apresentaram diferenças ao nível de significância de 0,05 com valor de $P=0,1912$ (tabela 04). Os resultados mostram que as características físicas e químicas da águas não diferem entre o atrator e o controle.

Tabela 04. Resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura e o tipo de habitat (atrator e controle).

| Sumário da Análise Função Discriminante: Wilks' Lambda: 0,80378 approx. F (4,27) =1,6478 p < 0,1912 | | | | |
|---|-----------------|----------------|-----------|----------|
| | Wilks' - Lambda | Lambda parcial | F (1, 27) | p |
| pH | 0,855219 | 0,939857 | 1,727769 | 0,199753 |
| Condutividade | 0,842232 | 0,954349 | 1,291542 | 0,265751 |
| Oxigênio | 0,817568 | 0,983140 | 0,463041 | 0,502000 |
| Temperatura | 0,860366 | 0,934234 | 1,900681 | 0,179318 |

Os resultados da Análise Discriminante calculadas com os valores de pH, condutividade, oxigênio, temperatura e os lagos revelam que não existem diferenças significativas entre as estas unidades amostrais ($P = 0,9853$) (tabela 05). As médias dos parâmetros físico-químicos revelam que os lagos, em geral, apresentam características similares.

Tabela 05. Resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura e o lagos estudados.

| Sumário da Análise Função Discriminante: Wilks' Lambda: 0,86564 approx. F (12,66) = 0,31030 p < 0,9853 | | | | |
|--|-----------------|----------------|-----------|----------|
| | Wilks' - Lambda | Lambda parcial | F (3, 25) | p |
| pH | 0,868060 | 0,997212 | 0,023294 | 0,995058 |
| Condutividade | 0,972802 | 0,889843 | 1,031619 | 0,395557 |
| Oxigênio | 0,937517 | 0,923333 | 0,691938 | 0,565567 |
| Temperatura | 0,866442 | 0,999074 | 0,007720 | 0,999042 |

A Análise discriminante calculada entre as médias de pH, condutividade, oxigênio e temperatura entre as épocas do ano foram significativas ao nível de confiança de 0,05 para pH ($P < 0,000$), oxigênio ($P < 0,000$) e temperatura ($P < 0,000$) (tabela 06). A condutividade não contribuiu para as diferenças observadas entre os períodos.

Tabela 06. Resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura e as épocas do ano (enchente, cheia, vazante e seca).

| Sumário da Análise Função Discriminante: Wilks' Lambda: 0,00068 aprox. F (12, 66) = 81,713 p < 0,0000 | | | | |
|---|-----------------|----------------|-----------|-----------------|
| | Wilks' - Lambda | Lambda parcial | F (3, 25) | p |
| pH | 0,001845 | 0,367871 | 14,3196 | 0,000012 |
| Condutividade | 0,000831 | 0,816420 | 1,8738 | 0,159852 |
| Oxigênio | 0,019143 | 0,035448 | 226,7502 | 0,000000 |
| Temperatura | 0,002456 | 0,276344 | 21,8223 | 0,000000 |

Plotando os valores de oxigênio e pH, nas diferentes épocas do ciclo hidrológico, é possível observar que os valores de pH e oxigênio são baixos na enchente. Na cheia e na vazante, o pH aumenta, mas os valores de oxigênio dissolvido permanecem baixos. Enquanto na seca, são observados valores elevados das duas variáveis (Figura 08).

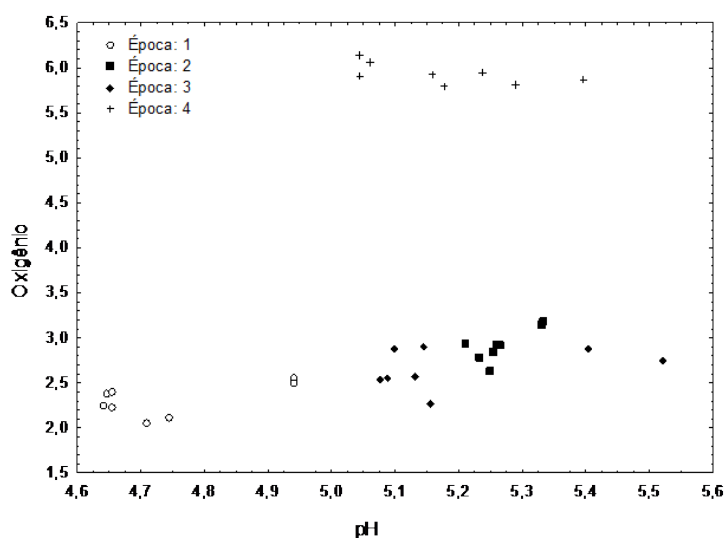


Figura 08. Análise discriminante entre oxigênio dissolvido e pH durante um ciclo hidrológico.

O gráfico usando temperatura e pH, revela que a enchente caracteriza-se por baixas medidas das duas variáveis. As demais estações do ciclo apresentam um gradiente de temperaturas mais baixas na enchente, intermediárias na seca e mais elevadas na vazante (Figura 09).

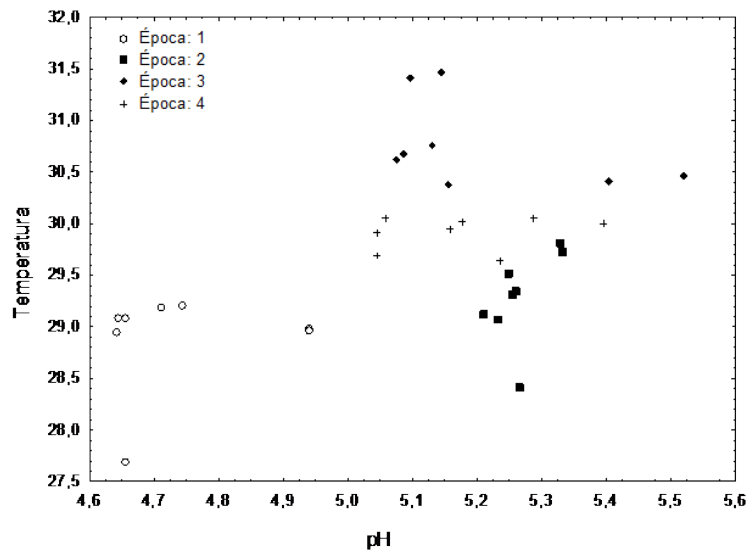


Figura 09. Análise discriminante entre temperatura e pH durante um ciclo hidrológico.

A análise discriminante usando oxigênio e temperatura mostra que durante a enchente, cheia e vazante a o oxigênio variou conforme a temperatura, a medida que a temperatura aumentou o oxigênio também elevou-se, com exceção da seca onde o oxigênio apresentou as maiores médias saltando de 2,0 para 6,0 mg/L (Figura 10).

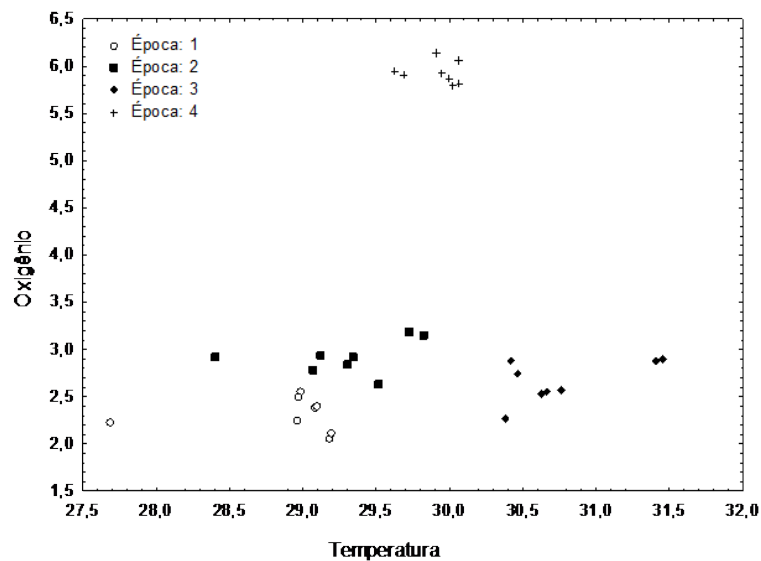


Figura 10. Análise discriminante existente para o oxigênio e temperatura durante um ciclo hidrológico.

Utilizando os três eixos da PCA para calcular a regressão, observamos que apenas os dois primeiros eixos influenciam o número de espécies de piscívoros observados nas amostras (Tabela 07). As variáveis ambientais que influenciam na riqueza das assembléias de piscívoros são o oxigênio, no primeiro eixo, e o pH no segundo eixo. A temperatura apresentou cargas com valores intermediários nos dois

primeiros eixos. Apesar do alto valor negativo da carga da condutividade no primeiro eixo, a baixa variabilidade observada por este parâmetro indica que ela não apresentou influência sobre a ocorrência de piscívoros (tabela 07).

Tabela 07. Sumário da Regressão para a variável Dependente: R

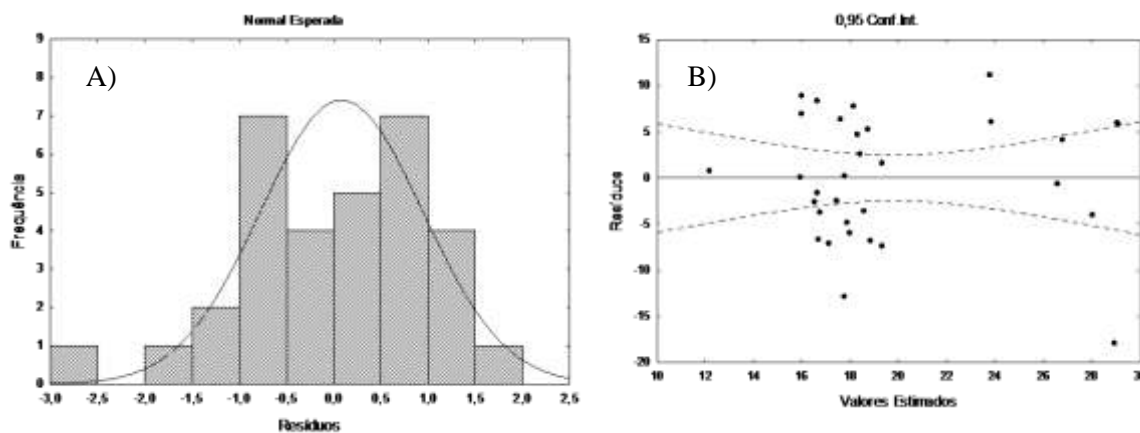
| F(2,29)=6,6157 p<,00430 Std.Error of estimate: 6,9842 | | | | | | |
|---|---------|-------------------|---------|------------------|---------|---------|
| | b* | Std.Err. of b* | b | Std.Err. of b | t(29) | p-value |
| Intercept | | | 19,75 | 1,23464 | 15,9965 | 0 |
| PC1 | 0,43944 | 0,15388 | 2,49358 | 0,87318 | 2,85575 | 0,00786 |
| PC2 | -0,3467 | 0,15388 | -2,5821 | 1,14606 | -2,253 | 0,03199 |

R = 0,5597, R² = 0,3133

Tabela 08. Resultados dos fatores das variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura com a assembléias de piscívoros baseadas na correlação.

| | Fator 1 | Fator 2 | Fator 3 | Fator 4 |
|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| pH | 0,550162 | 0,670639 | -0,485617 | 0,108361 |
| Condutividade | -0,815572 | 0,501934 | -0,160088 | -0,239326 |
| Oxigênio | 0,884071 | -0,344146 | -0,195108 | -0,248828 |
| Temperatura | 0,560676 | 0,614709 | 0,551287 | -0,062108 |

O gráfico da distribuição normal indica que os dados da regressão tendem a normalidade, aproximando-se de zero (Figura 11 A). E testando a premissa da homocedasticidade, analisando os resíduos observamos que os dados também apresentam atendimento às condições dos modelos lineares (Figura 11 B).



Figuras 11. Dados da distribuição normal e resíduos da regressão.

DISCUSSÃO

A diversidade de assembléias piscívoras em atratores artificiais no Rio Negro

As estimativas de diversidade e riqueza do rio Negro são as mais elevadas da Bacia Amazônica, a riqueza varia em torno de 450 espécies (Goulding et al., 1988) contra 232 para os ambientes de água branca (Bayley, 1983; Siqueira-Souza & Freitas, 2004). Além de fatores biogeográficos, relacionados com a idade da bacia (Freitas et al., 2010), a variabilidade de habitats e a múltipla complexidade ambiental deste ecossistema permitem a formação de nichos específicos, que contribuem para esta elevada diversidade.

O rio Negro é o maior tributário de águas pretas do rio Amazonas. Sua bacia de drenagem caracteriza-se pela ocorrência de relevo plano e solos podzólicos, que resultam em processos de erosão pouco intensos e uma baixa carga de sedimentos transportados (Lowe-McConnell, 1999). A morfologia do rio Negro é diversificada, em seu curso superior ele é estreito e caudaloso, com presença de cachoeiras nas proximidades da fronteira entre o Brasil e a Colômbia (Ribeiro, 1983). Nos trechos médio e inferior, a distância entre suas margens pode alcançar mais de 20 km de distância e a profundidade pode alcançar 100 metros de profundidade nas proximidades da foz (Sioli, 1991). Seu curso médio apresenta zonas de sedimentação, com formação de inúmeras ilhas de diversos tamanhos. Depósitos extensos de areia são formados na margem direita do rio Negro e no arquipélago de Anavilhanas, formando grandes praias durante as estações de vazante e seca (Ribeiro, 1983).

Comparando com o sistema Solimões-Amazonas poucos são os estudos sobre a biologia e ecologia das assembléias de peixes de ambientes de águas pretas na Amazônia. As informações existentes abordam principalmente aspectos sobre a composição e a estrutura das assembléias de peixes pelágicos (Saint Paul et al., 2000; Soares & Yamamoto, 2005), bentônicos (Garcia, 1995; Thomé-Souza & Chao, 2004), distribuição e abundância de ictioplâncton (Oliveira, 2003), variabilidade genética e diversidade de populações ornamentais (Chao, 2001; Schneider, 2007; d'Assunção, 2006) diversidade e relações tróficas (Goulding *et al.*, 1988) e fontes autotróficas de energia (Carvalho & Goulding, 1985; Souza-Mosimann et al., 1997; Marshall, 2004; Walker, 2004, Thomé-Souza, 2005; Walker, 2009).

As espécies mais abundantes nas áreas com atratores e controle foram *P. squamosissimus*, *A. ucayalensis*, *P. flavipinnis*, *S. gouldingi* e *A. Halecinus*,

caracterizados como piscívoras pelágicas, de médio porte e hábito sedentário, ou seja, espécies que não realizam grandes migrações, completando todo o seu ciclo de vida em sistemas de lagos, como os de Anavilhanas (Oliveira, 2003). Uma característica marcante nas comunidades de água preta é a dominância de espécies piscívoras em sua composição. Goulding et al., (1988) observaram que o Rio Negro concentra o maior grupo de vertebrados piscívoros da Amazônia, dentre eles botos, jacarés, tartarugas, aves, serpentes e os próprios peixes. Considerando apenas às assembléias de peixes, alguns estudos corroboram a hipótese de diversidade e abundância de piscívoros no rio Negro proposta por Goulding et al., (1988), espécies como *Acestrorhynchus microlepis*, *Agoniatas anchovia*, *Boulengerella lucius* foram dominantes nas coletas realizadas por Santos (1983); *Plagioscion squamisissimus*, *Serrasalmus rhombeus* e *S. manueli* no estudo de Saint Paul et al., (2000); *Acestrorhynchus falcirostris* nos estudos de Soares & Yamamoto (2005). Entretanto, um número elevado de espécies piscívoras também é reportada para os lagos de várzea (Corredor, 2004; Mérona & Rankin-de-Mérona, 2004), indicando que a predação funciona como uma importante interação biótica na regulação da diversidade de peixes destes ambientes.

A diversidade, riqueza, abundância numérica e biomassa em peso das assembléias piscívoras foram, com exceção da vazante, maior nos atratores do que no controle (tabela 01). Este resultado também foi confirmado pela ANOVA calculada com a riqueza, indicando haver diferenças significativas do atrator sobre o controle, e na abundância numérica calculada através do índice de Berger-Parker, revelando que a maior abundância disponível de piscívoros encontra-se no atrator (tabela 02). A riqueza e diversidade de espécies estão diretamente relacionadas a um conjunto de fatores que envolvem heterogeneidade de habitats, disponibilidade de alimento e/ou de refúgios, sendo estes, importantes na manutenção de processos populacionais como recrutamento, crescimento e interações como presa-predador (Junk et al, 1989; Power, 1992; Suárez et al., 2001; Rilov & Benayahu, 2002).

A maior quantidade de número de indivíduos presente nos atratores, corroborada pela ANOVA calculada através do índice de Berger-Parker (tabela 02), revela que os atratores funcionaram como habitats favoráveis para alimentação e/ ou colonização. Apesar da ANOVA calculada com o índice de Berger-Parker usando como variável resposta o peso (dn) não ter indicado efeitos, entre atrator e controle, observando os valores brutos de biomassa (g) (tabela 02) percebemos que o atrator destaca-se consideravelmente, em relação ao controle.

Estudos realizados com atratores artificiais têm demonstrado que as populações de espécies piscívoras parecem ser ricas e dominantes nestes habitats. Wilbur (1978) testando dois níveis de atratores durante quatro anos em um lago da Flórida/USA encontrou que as espécies dominantes, nos dois ambientes, foram bluegill (*Lepomis macrochirus*) e o largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Johnson et al., (1988) testando diferentes atratores artificiais em lagos de Ohio/USA, observou que a turbidez da água foi um fator que influenciou na seleção de habitats pelas espécies bluegill (*Lepomis macrochirus*) e o largemouth bass (*Micropterus salmoides*). Em um reservatório de Ohio/USA Walters et al., (1991) testaram a eficiência de atratores em diferentes distâncias e tamanhos de interstícios e, encontraram efeitos significativos nos atratores da margem, principalmente para o bluegill (*Lepomis macrochirus*). Wills et al., (2004) observaram no reservatório de Michigan/USA maior abundância do piscívoro smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*), induzindo inclusive a desova deste peixe no substrato artificial.

No Brasil, Freitas et al., (2002) testando atratores no reservatório de Barra Bonita, observaram que houve efeito significativo na diversidade em relação à distância da margem, e a espécie dominante foi *Plagioscion squamosissimus*. Braga (2002), testando a eficiência de diferentes tipos de atratores no reservatório de Volta Grande/MG encontrou como espécies mais abundantes *Plagioscion squamosissimus* e *Cichla cf ocellaris*, piscívoros pelágicos. E representantes da família dos ciclídeos também foram abundantes nos atratores de Santos et al., (2008), no reservatório das Lajes/RJ, o tucunaré *Cichla kelberi* foi a espécie dominante.

Em nosso estudo, a riqueza e abundância dos piscívoros nos atratores confirmam a hipótese de dominância deste grupo nestes ambientes (Figura 03), que pode estar sendo influenciada pelo efeito da colonização de espécies forrageiras, proporcionando assim áreas de alimentação. Os interstícios formados pelas folhas e galhos que compõem o atrator artificial, simulam uma micro floresta de igapó, proporcionando assim, abrigo e refúgio para espécies-presa.

A heterogeneidade espacial e temporal favorece a manutenção de interações fundamentais para a organização da estrutura das comunidades, como a relação presa – predador. Hassel & May (1973) teorizam que a continuidade da coexistência entre presas e predadores, só é possível devido à preservação da heterogeneidade espacial do habitat. A piscivoria é considerada um fator-chave para regular a diversidade das assembléias de peixes, associado a outros fatores como a transparência da água,

morfometria dos lagos e quantidade de cobertura vegetal (Robinson & Tonn, 1989; Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro *et al.*, 1998; Suárez *et al.*, 2001).

O clássico experimento de Paine (1966) para avaliar a influência do predador de topo sobre a estrutura da comunidade de um costão rochoso na América do Norte demonstrou que a presença de um predador, possibilita a coexistência entre espécies de diferentes níveis tróficos. E, ao retirar o predador, ocorre a diminuição no número de espécies presentes na comunidade. Esse estudo mostra também, que os níveis tróficos mais altos determinam o tamanho dos níveis tróficos abaixo deles, hoje conhecido também como controle Top-Down (Vanni *et al.*, 1997; Seda *et al.*, 2000).

Gilinsky (1984), estudando os efeitos da predação sobre macroinvertebrados em relação à heterogeneidade ambiental, encontrou que a eficiência do peixe predador (*Lepomis macrochirus*) foi diminuída com a adição física de complexidade ambiental, proporcionando assim refúgios contra a predação para as espécies-presa. Os trabalhos desenvolvidos por Bolding *et al.*, (2004) podem nos levar a refletir que a manipulação de habitats artificiais, em ambientes aquáticos, deve ser realizada com cautela, pois a persistência de projetos para o incremento em larga escala, destas estruturas, pode diminuir a eficiência alimentar dos peixes predadores, devendo portanto, ser uma atividade constantemente monitorada.

Interações bióticas como a predação podem influenciar a seleção de habitats, uma vez que as estruturas submersas das plantas proporcionam uma eficiente barreira visual e física contra predadores, proporcionando proteção aos indivíduos jovens e de espécies de pequeno porte (Crowder & Cooper, 1979; Savino & Stein, 1989). Araújo-Lima *et al.* (1986) teorizaram que espécies mais vulneráveis a predação procuram os ambientes mais complexos nas raízes das macrófitas como refúgio contra predadores. Em igarapés da Amazônia Central, Mortati (2004) construiu bancos de folhigos submersos sendo estes utilizados como local de forrageamento e abrigo por uma diversa ictiofauna.

Observando a cadeia trófica, espera-se que os piscívoros sejam pouco numerosos, por ocuparem o topo da cadeia alimentar. Porém, em alguns ambientes estas populações podem apresentar altas densidades como já foi discutido acima. Araújo-Lima *et al.* (1995) hipotetizaram que a abundância de piscívoros somente se sustenta em ambientes onde há elevada contribuição alóctone para o sistema aquático, pois os altos valores de biomassa e diversidade de piscívoros, geralmente estão relacionados à baixa produtividade autóctone do ambiente. Por outro lado, Peret (2004), acredita que esta alta densidade e diversidade de piscívoros devem-se à rápida reposição das populações de

espécies forrageiras no ambiente, sendo responsáveis por sustentar estes predadores. E complementarmente, Lowe-McConnell (1999) discute que a plasticidade no comportamento alimentar das espécies tropicais, contribui para a sobrevivência em momentos de escassez causadas por mudanças sazonais.

Dentre a composição das espécies de peixes piscívoros dos nossos atratores, chama a atenção que todos os representantes da família dos ciclídeos (*Cichla monoculus*, *Cichla temensis*, *Crenicichla macrophthalma* e *Hoplarchus psittacus*) foram capturados somente nas áreas de atratores (Apêndice 1). Os ciclídeos são caracterizados como espécies sedentárias, territorialistas, que desenvolvem comportamentos de reprodução complexos como corte, disputa por parceiros, cuidado parental, usam principalmente habitats formados por galhos e folhas de vegetação submersa até corredeiras (Chellappa et al., 1999; Lowe-McConnell, 1999), revelando assim, que as atratores funcionaram como áreas de abrigo para estas espécies consideradas altamente especialista e seletivas. Cardoso (2008) também encontrou em seus atratores artificiais no rio Purus/AM uma grande abundância de ciclídeos, principalmente de interesse para a pesca ornamental como o acará-disco (*Symphysodon aequifasciatus*), atribuindo a abundância deste grupo às características estruturais de seus atratores.

O papel da vegetação flutuante ou submersa de ambientes aquáticos na interação planta-peixe, já foi discutido em diversos trabalhos (Henderson & Hamilton, 1995; Winemiller & Jepsen, 1998, Crampton, 1999), o caso mais comum são as comunidades de peixes associadas a bancos de macrófitas, que incluem espécies de diversas ordens, de diferentes tamanhos, com larga ou estreita associação de ciclo de vida com estas manchas densas de vegetação. De forma geral, as espécies associadas a essas plantas podem ser classificadas como residentes permanentes ou visitantes, dependendo do tempo e uso destas estruturas naturais (Henderson & Hamilton, 1995).

Embora os atratores artificiais não sejam uma fonte de alimento direta para as espécies piscívoras, o substrato de madeira da estrutura proporciona a fixação de algas perifíticas, alimento muito explorado por espécies do gênero curimatidae e hemiodontidae que utilizam este recurso como fonte de proteína (Gouldin et al., 1988; Díaz-Castro, 2003). Entre nossas observações visuais noturnas, durante o período de seca foram detectadas espécies juvenis deste grupo alimentando-se de perifíton nos galhos do atrator, e espécies do gênero *Cichla* forrageando na área do atrator. Gomes et al. (2001) observaram nos recifes artificiais que além do número de indivíduos, o peso apresentou-se quase duas vezes superior nestas estruturas. Os padrões de incrustação

podem ter influenciado as taxas de colonização de peixes no recife artificial, visto que os organismos que pertencem a níveis tróficos mais baixos da cadeia alimentar atraem herbívoros assim como acontece em recifes naturais.

A análise dos resultados da ANOVA usando como variável resposta a Equitabilidade, tanto em peso (Ep) como em abundância numérica (En), revelou não haver diferenças significativas entre as assembléias de atratores e controle para esta variável. Observando os valores de Equitabilidade ao longo do ciclo hidrológico (tabela 01), percebemos que a variação entre uma época e outra foi pequena, a distribuição do número de indivíduos entre as espécies parece não ser elevada, ao ponto de indicar diferenças por este índice.

ANOVA com medidas repetidas no tempo indicou que o tempo teve um forte efeito sazonal em todas as variáveis respostas, com exceção da equitabilidade, o tempo principalmente o t8, apresentou fortes diferenças ao longo dos dois anos de coleta (tabela 02). Observando as cotas médias do rio Negro (Figura 12) percebemos que a seca de 2009 foi mais pronunciada que a de 2008, explicando a forte relação do tempo (t8) das análises da ANOVA para as variáveis riqueza, diversidade de Shannon e dominância de Berger-Parker. A ausência de habitats naturais causados pela retração das águas e acentuadas por um período longo de seca, levou as espécies de peixes a se refugiarem nos atratores (Figura 05). Entretanto, ao contrário dos outros t8 calculados com a riqueza e diversidade de Shannon (Figuras 03A e B, 4A e B), a curva do gráfico da ANOVA mostra um queda expressiva no t8. Este fato pode ser atribuído aos baixos valores do índice de dominância de Berger-Parker, especialmente durante a seca (Tabela 02), indicando haver na amostra uma espécie dominante, sendo isto atribuído às elevadas capturas de *P. squamosissimus* (Figura 02).

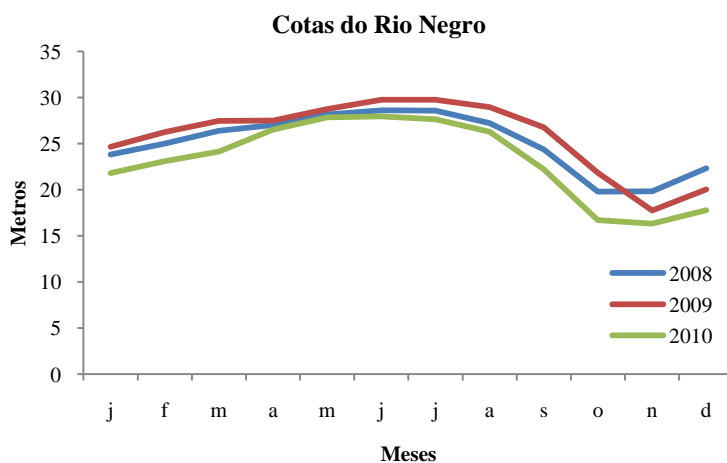


Figura 12. Média das Cotas mensais do rio Negro nos anos de 2008, 2009 e 2010. Fonte: CPRM.

Interação de fatores bióticos sobre as assembléias de piscívoros do Médio Rio Negro

Os Rios de águas pretas da bacia Amazônica são originários dos escudos das Guianas e do Brasil Central, onde o relevo é mais suave. Os processos erosivos são pouco intensos, resultando em uma baixa carga de sedimentos. A presença de substâncias húmicas e fúlvicas, oriundas da decomposição da floresta contribui para o caráter ácido dessas águas, com pH baixo variando entre 3.0 e 5.0, e para a coloração marrom de suas águas, assemelhando-se a chá preto. Os baixos valores de condutividade elétrica, entre 8 e 20 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Lowe-McConnell, 1999), também são resultantes da baixa carga de sedimentos em suspensão. Estes rios são considerados quimicamente pobres e de baixa produtividade. São exemplos destes rios o Negro, Uatumã, Preto da Eva e Urubu. As áreas das planícies amazônicas anualmente alagadas pelos rios de águas pretas são chamadas de *igapós*.

Por outro lado, a planície marginal do Rio Negro é muito mais estável e pouco afetada pelo processo de sedimentação anual, visto que o rio transporta uma carga de sedimentos muito baixa em comparação ao volume de sedimentos transportado pelas águas do sistema Solimões-Amazonas (Fisher, 1978). Ao mesmo tempo, ainda que a alternância de fases aquáticas e terrestres se suceda anualmente, o nível máximo da enchente não inunda grandes áreas circundantes como nos lagos de várzea do Solimões-Amazonas, uma vez que o rio Negro encontra-se melhor encaixado em seu canal. A característica oligotrófica dos lagos de água preta contrasta com a elevada riqueza de espécies desses ambientes, mostrando que, mesmo sob condições mínimas de produção primária autóctone, a biota desenvolveu adaptações específicas para a colonização bem sucedida destes ambientes.

Os resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio e temperatura não detectaram efeitos significativos entre o tipo de habitat (atrator e controle) e os lagos estudados. Indicando uma forte homogeneidade espacial nestas duas escalas, intra e inter-lagos. Este fato pode ser atribuído ao elevado grau de conectividade dos lagos de Anavilhanas com o canal principal, especialmente durante a cheia que causa uma profunda homogeneização no ambiente, sentida inclusive pela biota através da alta similaridade já evidenciada por outros autores para a bacia Amazônica (Freitas et al., 2010), inclusive na região de estudo (Goulding, et al, 1988).

Os resultados da função discriminante calculada com as variáveis pH, condutividade, oxigênio, temperatura e as épocas do ano (enchente, cheia, vazante e

seca), indicaram haver diferenças significativas para as variáveis pH, oxigênio e temperatura. Corroborando estudos anteriores que evidenciaram a importância das modificações sazonais provocadas pelo pulso de inundação.

Por outro lado, utilizando os três eixos da PCA para calcular a regressão, observamos que apenas os dois primeiros eixos influenciam, de fato, no número de espécies de piscívoros observados nas amostras, sendo que as variáveis determinantes são o oxigênio dissolvido e o pH (tabela 07).

O oxigênio medido por Garcia (1995) no lago Prato em Anavilhanas durante um ano, não variou muito entre o dia e a noite, e entre a seca e a cheia, mantendo-se entre 3 a 5mg/L. Em nosso estudo, as medidas de oxigênio apresentaram uma maior amplitude, variando de 2,1 a 6,1mg/L. Oliveira (2003) medindo oxigênio e pH em diferentes nichos habitats de Anavilhanas e, em diferentes horários e profundidades, não encontrou variação pronunciada destes parâmetros ao longo de um ano. Em geral, o oxigênio variou de 4,2 a 7,7mg/L e o pH 4,2 a 5,2. Em nosso estudo, o pH também acompanhou esta tendência, com mínima de 4,6 na cheia e 5,4 na vazante e seca.

No baixo rio Negro a temperatura é geralmente abaixo de 28°C e ocasionalmente excede aos 31°C (Goulding, et al., 1988), este resultado também foi encontrado por Oliveira (2003) que observou pouca variação espacial e temporal desta variável, sendo encontradas as menores temperaturas nas camadas inferiores dos lagos e à noite. Em nosso estudo, a temperatura variou de 28,4 a 31,4 °C. As diferenças encontradas nas médias do pH, oxigênio e temperatura (Apêndice 02) podem ter sido ocasionadas pela composição estrutural do atrator (folhas e galhos flutuante e, perifíton aderido) pois, ao contrário da área controle, não há nenhuma barreira física (estrutural), nem resistência às correntezas, que possam interagir de alguma forma com estes elementos físico e químicos. E, analisando a composição das assembléias de peixes (Figura 1) observamos que as nove primeiras espécies mais abundantes do atrator e controle são as mesmas, não apresentando diferenças peculiares de tipo de família ou gênero, ou de estratégias evolutivas de adaptação respiratória que pudéssemos atribuir às diferenças encontradas pela análise discriminante e pela regressão.

Dentre os parâmetros físico-químicos estudados para correlacionar a diversidade de espécies de peixes piscívoros, o oxigênio é o mais importante (Saint Paul & Soares, 1987). Em lagos de várzea as variações de oxigênio mudam entre as estações, em diferentes profundidades e durante o dia (Furch & Junk, 1997). Nos lagos de Anavilhanas esta variação não foi percebida, talvez relacionada às maiores profundidades onde os atratores estão fixados, que oferecem maior turbulência

promovida pelas correntes, fato este também encontrado por Oliveira (2003) para o ictioplâncton de Anavilhanas.

Testando a teoria de que em ambientes hipóxicos ou normóxicos a diversidade de espécies piscívoras é menor, Anjos et al., (2008) coletaram espécies desta categoria trófica em lagos de várzea sob baixas e nenhuma concentração de oxigênio, observando que a proporção de espécies piscívoras sob condições de normóxia foi menor do que em áreas mais oxigenadas. Embora as análises discriminantes e a regressão tenham revelado que o oxigênio foi significativo para a diversidade de piscívoros nos atratores, quando observamos as médias deste parâmetro ao longo do ano, não observamos condições de normóxia ou hipóxia que pudessem refletir na composição das espécies.

Santos et al., (1984) destacaram que existe uma estreita relação entre a paisagem e a concentração de substâncias na águas. As substâncias químicas encontradas nas águas da bacia amazônicas são oriundas das camadas superficiais do solo carreadas pela águas da chuva, que intensificam-se durante o período de chuvas na região. Os rios de águas pretas da Amazônia são pobres em sedimentos em suspensão quando comparados com o sistema Solimões-Amazonas. O sistema de drenagem do rio Negro nos escudos Pré-Cambrianos, com elevado grau de intemperização, e alto teor de ácidos orgânicos dissolvidos, oriundos de material alóctone e autóctone, controlam os valores de pH desse sistema (Oliveira, 2003). Dada as condições mais estáveis dos parâmetros físico-químicos observados nos lagos de Anavilhanas (Garcia, 1995, Oliveira, 2003) ao longo do ano, demonstram que as assembléias de peixes sofrem mudanças em sua composição e distribuição muito mais relacionadas às variações espaço temporais e relações interespecíficas, do que pelas características da composição química e física da água.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM pela bolsa de pesquisa, a Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e a Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento dos projetos Edital Universal nº 02/2006, Processo nº 475476/2006-9 e 200910097, respectivamente.

Apêndice 01. Lista taxonômica das espécies piscívoras coletadas nos períodos de E: enchete, C: cheia, V: vazante e S: seca, nos habitats de atrator e controle com número de indivíduos e peso (g) durante dois ciclos hidrológicos.

| Lista Taxonômica | Atrator | | | | | | | | Controle | | | | | | | |
|---|---------|--------|----|--------|----|---------|-----|---------|----------|-------|---|--------|----|--------|-----|----------|
| | E | | C | | V | | S | | E | | C | | V | | S | |
| Ordem CLUPEIFORMES | N | Peso | N | Peso | N | Peso | N | Peso | N | Peso | N | Peso | N | Peso | N | Peso |
| Família Pristigasteridae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ilisha amazonica</i> (Miranda Ribeiro, 1920) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 1386,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 12,8 | 19 | 990,1 |
| <i>Pellona castelnaeana</i> Valenciennes, 1847 | 1 | 1045,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1118,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 4526,4 |
| <i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1837) | 40 | 5841,4 | 45 | 3726,9 | 86 | 10075,9 | 97 | 10432,4 | 35 | 6542 | 4 | 454,29 | 59 | 6645,4 | 114 | 11816,02 |
| <i>Pristigaster cayana</i> Cuvier, 1829 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 43 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3,8 |
| Família Engraulidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868) | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 31,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 56,6 | 0 | 0 |
| Família Characidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ordem CHARACIFORMES | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Agoniates halecinus</i> Müller & Troschel, 1845 | 1 | 3 | 12 | 168,8 | 73 | 1810,7 | 39 | 1059,5 | 2 | 7,1 | 1 | 12,3 | 82 | 1964,6 | 25 | 704,29 |
| <i>Pristobrycon calmoni</i> (Steindachner, 1908) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 862,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 602,6 |
| <i>Serrasalmus altispinis</i> Merckx, Jégu & Santos, 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 209,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Serrasalmus gouldingi</i> Fink & Machado-Allison, 1992 | 39 | 1767,1 | 22 | 1683,2 | 12 | 1018 | 169 | 14783,4 | 6 | 296,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 117 | 10622,3 |
| <i>Serrasalmus hollandi</i> (Eigenmann, 1915) | 0 | 0 | 2 | 142,2 | 0 | 0 | 6 | 964,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 460,6 |
| <i>Serrasalmus manuei</i> (Fernández-Yépez & Ramírez, 1967) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 73,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766) | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 535 | 12 | 2522,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 192 | 0 | 0 |
| Família Acestrorhynchidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 67 | 2749,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 39 | 28 | 1195,1 |
| Família Cynodontidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhaphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829 | 1 | 12 | 2 | 778,7 | 0 | 0 | 21 | 3004,8 | 1 | 16,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 1590 |
| Família Ctenoluciidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Boulengerella lucius</i> (Cuvier, 1816) | 0 | 0 | 1 | 219,4 | 0 | 0 | 1 | 53,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 193,7 | 1 | 332,4 |
| Ordem SILURIFORMES | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|-----|---------|-----|---------|-----|---------|-----|-----------|-----|---------|-----|----------|-----|---------|-----|----------|
| Família Pimelodidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Brachyplatystoma capapretum</i> Lundberg & Akama, 2005 | 10 | 3700,7 | 10 | 1925,1 | 2 | 1116 | 1 | 660,1 | 10 | 3565,1 | 18 | 6916,4 | 0 | 0 | 3 | 2267,3 |
| <i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819) | 24 | 7214,4 | 7 | 3899,4 | 3 | 1254,3 | 0 | 0 | 17 | 6978,6 | 12 | 3888,9 | 4 | 2700,7 | 0 | 0 |
| <i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819) | 5 | 553,9 | 4 | 204,3 | 1 | 65,2 | 5 | 974,9 | 11 | 639,3 | 0 | 0 | 1 | 170 | 8 | 1252,4 |
| <i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840 | 6 | 132,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 35,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pimelodus</i> sp. | 1 | 17,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 61,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829) | 18 | 1690,9 | 9 | 885,3 | 44 | 7475,4 | 30 | 8164,75 | 16 | 2475,8 | 11 | 881,53 | 41 | 5866,6 | 36 | 9625,6 |
| <i>Platynemathichthys notatus</i> (Jardine, 1841) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 801,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Família Heptapteridae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pimelodella</i> sp. | 3 | 51,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 91,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Família Auchenipteridae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ageneiosus polystictus</i> Steindachner, 1915 | 1 | 60,7 | 2 | 493,3 | 0 | 0 | 31 | 23975,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 679 | 26 | 10003,4 |
| <i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855 | 169 | 4213,3 | 94 | 2501 | 27 | 1833,1 | 36 | 2243,4 | 152 | 3723,7 | 137 | 3476,91 | 42 | 3611,4 | 53 | 4315,7 |
| <i>Ageneiosus vitattus</i> Steindachner, 1908 | 1 | 9,8 | 1 | 24,8 | 2 | 55 | 1 | 13 | 6 | 72,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 156,4 |
| Ordem PERCIFORMES | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Família Cichlidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz, 1831 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 389,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cichla temensis</i> Humboldt, 1821 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 864,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crenicichla macrophthalma</i> Heckel, 1840 | 0 | 0 | 1 | 34,5 | 0 | 0 | 1 | 65,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hoplarchus psittacus</i> (Heckel, 1840) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 169,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Família Sciaenidae | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pachypops trifilis</i> (Müller & Troschel, 1849) | 2 | 29,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 902,1 | 3 | 104 | 2 | 60,74 | 0 | 0 | 14 | 927,7 |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840) | 134 | 10285,8 | 21 | 964,7 | 57 | 8153,5 | 132 | 36605,1 | 74 | 5992,4 | 18 | 667,7 | 75 | 12680 | 149 | 37012,9 |
| Total | 456 | 36629,6 | 233 | 17651,6 | 321 | 33423,9 | 735 | 115220,25 | 336 | 30475,1 | 203 | 16358,77 | 323 | 34811,8 | 634 | 98405,01 |

Apêndice 02. Médias dos parâmetros físico-químicos medidos durante dois ciclos hidrológicos nos ambientes de atrator e controle.

| | pH | Condutividade | Oxigênio | Temperatura |
|----------|------|---------------|----------|-------------|
| Atrator | 4,94 | 10,38 | 2,56 | 28,98 |
| | 4,64 | 11,17 | 2,25 | 28,96 |
| | 4,94 | 10,33 | 2,49 | 28,97 |
| | 4,66 | 11,21 | 2,22 | 27,69 |
| | 5,26 | 13,98 | 2,93 | 29,34 |
| | 5,27 | 11,24 | 2,93 | 28,41 |
| | 5,25 | 11,88 | 2,85 | 29,31 |
| | 5,25 | 11,67 | 2,64 | 29,52 |
| | 5,52 | 10,67 | 2,74 | 30,46 |
| | 5,16 | 11,17 | 2,27 | 30,38 |
| | 5,41 | 10,57 | 2,88 | 30,42 |
| | 5,08 | 11,09 | 2,53 | 30,63 |
| | 5,29 | 9,95 | 5,82 | 30,05 |
| | 5,16 | 8,75 | 5,92 | 29,95 |
| | 5,40 | 9,83 | 5,87 | 30,00 |
| 5,18 | 8,45 | 5,79 | 30,02 | |
| Controle | 4,65 | 11,32 | 2,38 | 29,08 |
| | 4,71 | 10,73 | 2,05 | 29,19 |
| | 4,66 | 11,38 | 2,41 | 29,09 |
| | 4,74 | 10,70 | 2,11 | 29,20 |
| | 5,23 | 11,63 | 2,79 | 29,07 |
| | 5,33 | 10,38 | 3,18 | 29,73 |
| | 5,21 | 11,66 | 2,93 | 29,12 |
| | 5,33 | 10,47 | 3,15 | 29,82 |
| | 5,09 | 10,84 | 2,56 | 30,67 |
| | 5,15 | 10,54 | 2,90 | 31,46 |
| | 5,13 | 11,01 | 2,57 | 30,76 |
| | 5,10 | 10,50 | 2,87 | 31,41 |
| | 5,05 | 7,77 | 6,14 | 29,91 |
| | 5,04 | 7,60 | 5,90 | 29,69 |
| | 5,06 | 8,17 | 6,05 | 30,06 |
| 5,24 | 7,48 | 5,94 | 29,63 | |

REFERÊNCIAS

- Almany, G. R., 2004. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, 141: 105–113.
- Anjos, M. B., R. R. De Oliveira & J. Zuanon, 2008. Hypoxic environments as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplains. *Braz. J. Biol.* 68 (1): 45-50.
- Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabre, 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds). *Limnology in Brazil*. São Paulo, Brazilian Academy of Sciences/ Brazilian Limnological Society: 105-136.
- Araújo-Lima, C. A. R. M., L. P. S. Portugal & E. G. Ferreira, 1986. Fish-macrophytes relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black water system in the Central Amazon. *Journal of Fish Biology*, 29: 1-11.
- Bayley, P.B., 1983. Central Amazon fish populations: Biomass, production and some dynamic characteristics. PhThesis, Dalhousie University: 330.
- Bolding B., S. Bonar & M. Divens, 2004. Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: a literature review. *Reviews in Fisheries Science*, 12:75-96.
- Braga F. M. S., 2002. O estudo de recifes artificiais como atratores de peixes no reservatório de Volta Grande (MG-SP). *Acta Limnol. Bras.*, 14(2):65-76.
- Brock R. E. & Grace R. A., 1987. Fishery enhancement through artificial reef development for nearshore Hawaiian waters. Final report, Cooperative Agreement NA-85-ABH-00028. Hawaii Institute of Marine Biology, University of Hawaii, Honolulu.
- Cardoso F. R., 2008. Ecologia da pesca e biologia reprodutiva do acará-disco (*Symphysodon aequifasciatus*, Pellegrin 1904) (Perciformes: Cichlidae) na RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central: subsídios para o manejo sustentável de um recurso natural. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 115.
- Carvalho, M. L. & M. Goulding., 1985. On the feeding ecology of the catfish *Hypophthalmus fimbriatus* in the blackwater Rio Negro of the Amazon basin. *Revista Brasileira de Zoologia*, 3:33-41.

- Casey, R. J., & S. A. Kendall, 1996. Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 341:57-64.
- Chao, N. L., 2001. The fishery, diversity and conservation of ornamental fishes in the rio Negro basin, Brasil – A review of Project Piaba (1989-99). In: Chao, N. L., Petry, P., Prang, G., Sonneschien, L., Tlusty, M., 2001. Conservation and management of ornamental fish resources of the rio Negro basin, Amazonia, Brazil- Projeto Piaba. EDUAA, Manaus: 161-204.
- Chellappa, S., M. E. Yamamoto, M. S. R. F. Cacho, 1999. Reproductive behaviour and ecology of two species of Cichlid fishes. In: Val, A. L. & Val, V. M. F. A. (eds.). *Biology of Tropical Fishes*. Manaus, INPA: 113-126.
- Corredor M. C. F., 2004. Influência das variações temporais da disponibilidade relativa de habitats sobre a comunidade de peixes em um lago de várzea da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 89.
- Cowx, I. G. & D. Gerdeaux, 2004. The effects of fisheries management practises on freshwater ecosystems. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 145-151.
- Crampton, W. G. R., 1999. Os peixes da reserva Mamirauá: diversidade e história natural na planície alagável da Amazônia. In: Queiroz, H. & Crampton, W.G.R. *Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá*. cap. 2. Sociedade Civil Mamirauá.
- Crowder, L. & Cooper, W., 1979. Structural complexity and fish-prey interactions in ponds: a point of view. In: D. Johnson, & R. Stein (Eds.), *Response of fish to habitat structure in standing water*. Bethesda, MD: American Fisheries Society: 2-10.
- d'Assunção, A. A. A., 2007. Estudo da variabilidade genética do cardinal (*Ostariophysi: Characiformes: Paracheirodon axeroldi*) na Bacia do Rio Negro. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 67.
- Díaz-Castro, J. G., R. M. Souza-Mosimann, R. Laudares-Silva, B. R. Forberg, 2003. Composição da comunidade de diatomáceas perifíticas do rio Aú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 33(4): 583-606.
- Fekedulegn, B. D., J. J. Colbert, R. R. Hicks Jr., M. E. Schuckers, 2002. Coping with Multicollinearity: an example on application of principal components regression in

- dendroecology. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research paper NE-72: 48.
- Fisher, T. R., 1978. Plâncton e produção primária em sistemas aquáticos da bacia da Amazônia central. *Acta Amazonica (Supl.)*, 8: 43-54.
- Freitas C. E. C, 1999. O efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório da UHE Barra Bonita (Estado de São Paulo – Brasil). Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos: 133.
- Freitas C. E. C, F.K. Siqueira-Souza, A. R. Guimarães, F. A. Santos & I. L. A. Santos, 2010. Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia* 27 (6): 931-938.
- Freitas C. E. C, M. Petreire Jr. & M.A.P. Abuabara, 2002. Artificial reefs and their effects on fish assemblages in a Brazilian reservoir and tailrace. *Ecohydrology & Hydrobiology* 2:3 305–313.
- Freitas, C. E. C., 2003. Ecótonos e heterogeneidade espacial: o uso de artefatos e sua importância para a comunidade de peixes. In: Henry R. Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. RIMA, São Carlos, SP: 279-291.
- Freitas, C. E. C., F. K. Siqueira-Souza, K. L. L. Prado, K. C. Yamamoto & L. Hurd, Factors determining fish species in Amazonian floodplains lakes In: *The Amazon Basin: Plant life, Wildlife and Environment* ed. N.Y, USA : Nova Science Publishers: 2010.
- Furch, K. & W. J. Junk, 1997. The chemical composition, food value and decomposition of herbaceous plants, leaves and leaf litter of the floodplain forests. In: Junk, W. J. (ed). *The Central Amazon floodplain ecology of a pulsing system. Ecological Studies*, Springer Verlag, Berlin, 126: 187-205
- Garcia M., 1995. Aspectos ecológicos dos peixes das águas abertas de um lago no arquipélago de Anavilhanas, rio Negro, AM. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 95.
- Gilinky, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, 65(2): 455-468.
- Girden E. R., 1992. ANOVA: repeated measures. SAGE University Paper. Series: Quantitative Applications in the Social Sciences.

- Goulding, M., 1980. *The fishes And The Forest: Explorations In Amazonian Natural History*. University of California Press: 280.
- Goulding, M., M. L. Carvalho, E. G. Ferreira, 1988. *Rio Negro: rich in poor water*, SPB Academic Publishing, The Hague:200.
- Greg, K. L., 1995. Comparisons of three manufactured artificial reef units in onslow Bay, North Carolina. *North American Journal of Fisheries Management*, 15:316-324.
- Hackradt, C. W. & F. C. Félix-Hackradt, 2009. *Assembléia de peixes associados a ambientes consolidados no litoral do Paraná, Brasil: Uma análise qualitativa com notas sobre sua bioecologia*, 49(31):389-403.
- Hassell, M. P. & M. May, 1973. Stability in insect host-parasite models. *Journal of Animal Ecology* 42:693-726.
- Henderson, P. A. & H. F. Hamilton, 1995. Standing crop and distribution of fish in drifting and attached floating meadow within and Upper Amazonian varzea lake. *Journal Fish. Biology*, 47: 266-276.
- Johnson D. L., R. A. Beaumier & W. E. Lynch Jr., 1988. Selection of Habitat Structure Interstice Size by Bluegills and Largemouth Bass in Ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* 117:171-179.
- Junk, W. J.; P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, 110-127. In: D. P. Dodge (ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.: 106.
- Löffler, H., 1997. Artificial habitats for fishes in Lake Constance (Bodensee): observation of fish aggregating devices with a remotely operated vehicle. *Fisheries Management and Ecology*, 4: 419-420.
- Lowe-McConnell R.H., 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. EDUSP, São Paulo, SP: 366.
- Marshall, B., 2004. Fontes autotróficas de energia para *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes, Characidae) na bacia do médio Rio Negro. *Dissertação de Mestrado*, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus.
- Mérona, B. & J. Rankin-de-Mérona, 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 2: 75-84.
- Mortati, A. F., 2004. Colonização por peixes no folhiço submerso: implicações das mudanças na cobertura florestal sobre a dinâmica da ictiofauna de igarapés de terra firme, a Amazônia Central. *Dissertação de Mestrado*, Instituto Nacional de

- Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 67.
- Nash, K. T., K. Hendry & D. Cragg-Hine, 1999. The use of brushwood bundles as fish spawning media. *Fisheries management and ecology*. 6: 349-355.
- Oliveira E. C., 2003. Distribuição e abundância do ictioplâncton na Área da Estação Ecológica de Anavilhanas, rio Negro, Amazonas, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 157.
- Paine, R. T., 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100:65-75.
- Peret, A. M., 2004. Dinâmica da alimentação de peixes piscívoros da represa de Três Marias/MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos: 59.
- Pizzato R., 2004. Avaliação dos impactos ambientais do programa recifes artificiais marinhos do Paraná – Programa RAM. Trabalho de Conclusão de Curso, Bacharelado em Engenharia Ambiental, Universidade Católica do Paraná: 62.
- Power, M. E., 1992. Habitat heterogeneity and the functional significance of fish in river food webs. *Ecology*, 73(5), 1675-1688.
- Ribeiro, M. C. L. B., 1983. As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Negro. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus: 192.
- Rilov, G. & Y. Benayahu, 2002. Rehabilitation of coral reef-fish communities: the importance of artificial-reef relief to recruitment rates. *Bulletin of Marine Science*, 70(1): 185-197.
- Robinson, C. L. K. & W. M. Tonn, 1989. Influence of environmental factors and piscivory in structuring fish assemblages of small Alberta lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:81–89.
- Rodriguez M. A. & W. M. Lewis Jr, 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67(1), 109-128.
- Saint-Paul, U. & M. G. M. Soares, 1987. Diurnal distribution and behavioral responses of fish to extreme hypoxia in an Amazon floodplain lake. *Env. Biol. Fish.*, 20(2): 91-104.
- Saint-Paul, U.; J. Zuanon, M. A. Villacorta-Correa, M. Garcia, N.N. Fabré, U. Berger, & W. J. Junk, 2000. Fish communities in Central Amazônia white- and the backwaters floodplains. *Environmental Biology of Fishes* 57: 235-250.

- Santos D. H. C & J. Z. O. Passavante, 2007. Recifes Artificiais Marinhos: Modelos e Utilizações no Brasil e no Mundo. *Bol. Tec. Cient.*, 15 (1): 113-124.
- Santos D. H. C., M. G. G. S. Cunha, F. C. Amancio & J. Z. O. Passavante, 2009. Recifes Artificiais, Mergulho e Pesca Artesanal: Alguns Aspectos do Conflito na Costa de Pernambuco – Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 10(1):7-22.
- Santos L. N., F. G. Araújo & D. S. Brotto, 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 896-908.
- Savino, J. F. & R. A. Stein, 1989. Behavioural interactions between fish predators and their prey: effects of plants density. *Animal Behaviour*, 37, 311-321.
- Schneider, C. H., 2007. Análise da variabilidade genética do peixe ornamental *Carnigiella strigata* (Characiformes, Gasteropelecidae) de três rios de água preta da Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 72.
- Seaman Jr., W., L. M. Sprague, 1991. Artificial habitats practices in aquatic systems. In: *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, New York: 285.
- Seda, J., J. Hejzlar & J. Kubecka, 2000. Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. *Hydrobiologia* 429: 141–149.
- Sioli, H., 1991. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Petrópolis: Vozes: 71.
- Siqueira-Souza, F. K. & C. E. C. Freitas, 2004. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. *Brazilian Journal of Biology*, 64(3A), 501-10.
- Soares, M. G. M. & K. C. Yamamoto, 2005. Diversidade e composição da ictiofauna do lago do Tupé. 181-197. In: Santos-Silva et al., *BioTupé: meio físico, diversidade biológica e sociocultural*. Manaus: INPA: 246.
- Souza-Mosimann, R. M., A. S. Tavares, V. P. Freitas, 1997. Contribuição ao conhecimento da diatomoflora do conteúdo estomacal de algumas espécies de peixes da Amazônia. I – *Myleus* sp. (Pacu) do lago do Prato, AM., Brasil. *Acta Amazonica*, 27 (1): 9-26.
- Stone, R. B., 1982. Artificial reefs: toward a new era in fisheries enhancement? *Marine Fisheries Review*, 44: 6-7.
- Suárez, Y. R., M. Petreire-Jr. & A. C. Catella, 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8: 173-186.

- Tejerina-Garro, F.L.; R. Fortín & M. A. Rodríguez, 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51:399-410.
- Thomé-Souza M. & N. L. Chao, 2004. Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazonia, Brasil. *Neotropical Ichthyology*, 2(3):127-136.
- Thomé-Souza, M. J. F., 2005. Fontes autotróficas de energia para peixes do canal principal e quelônios ao longo da bacia do médio rio Negro, Amazônia – Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus: 63.
- Vanni, M. J., C. D. Layne & S. E. Arnott, 1997. Top-down trophic interactions in lakes: effects of fish on nutrient dynamics. *Ecology*, 78(1): 1-20.
- Walker, I., 2004. The food spectrum of the cardinal- tetra (*Paracheirodon axelrodi*, Characidae) in its natural habitat. *Acta Amazonica* 34/1: 69-73.
- Walker, I., 2009. Omnivory and resource - sharing in nutrient - deficient Rio Negro waters: Stabilization of biodiversity ? *Acta Amazonica*, vol. 39(3): 617 – 626
- Walters D. A., W. E. Lynch Jr, & D. L. Johnson, 1991. How Depth and Interstice Size of Artificial Structures Influence Fish Attraction. *North American Journal of Fisheries Management* 1:319-329.
- Welcomme, R. L. & D. M. Bartley, 1998. Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 351-382.
- Wilbur R. L., 1978. Two Types of Fish Attractors Compared in Lake Tohopekaliga, Florida. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107(5): 689-695.
- Wills, T. C, M. T. Bremigan & D. B Hayes, 2004. Variables effects of habitat enhancement structures across species and habitats in Michigan Reservoirs. *Transactions of the American Fisheries Society* 133:399-411.
- Winemiller, K. O. & D. B. Jepsen, 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53(Supplement A), 267-296.

Considerações Finais

O uso de estruturas artificiais para aumentar a complexidade ambiental é uma estratégia de intervenção no ambiente que vem sendo amplamente debatida em diversas partes do planeta. Na Amazônia, o emprego destas estruturas é ainda mais polêmico, principalmente em face da elevada complexidade ambiental natural deste ecossistema. No entanto, é uma estratégia que vêm sendo empregada por pescadores de espécies de peixes usadas em aquariofilia, que constroem habitats com “galhadas” para estimular o agrupamento da espécie alvo. Além disso, é uma estratégia com potencial de uso em decorrência da homogeneização de ambientes promovidos pela construção de hidrelétricas e/ou pela remoção direta da vegetação marginal dos ambientes aquáticos.

Os resultados deste estudo indicam que os efeitos da presença de atratores artificiais foram especialmente fortes durante um evento acentuado de seca, quando os ambientes aquáticos têm suas dimensões severamente reduzidas e as condições tornam-se mais adversas para a biota aquática. Sendo possível que, em situações ambientais como as observadas na seca de 2009, os atratores atuem na mitigação da intensidade de predação.

Estudos sobre a aplicabilidade de atratores artificiais, em períodos extremos de seca na Amazônia ou em ambientes impactadas como lagos de reservatórios, podem constituir uma importante ferramenta de biomanipulação, com objetivo de promover a sobrevivência de uma biomassa que naturalmente seria perdida ou, de manejar estoques específicos como as populações de ciclídeos. A heterogeneidade ambiental em suas múltiplas escalas espaciais, para aumentar o número de nichos disponíveis para diferentes espécies pode, dada as circunstâncias, ser promovida de forma artificial.

Ainda precisamos avançar muito nesta área para entender o comportamento da biota em face da presença destas estruturas, desenvolver projetos para testar diferentes tamanhos, formatos, profundidades, em diferentes escalas ambientais (lagos água branca, igarapés, reservatórios, paranás) e, avaliar a interação destes com as espécies são algumas das linhas de pesquisas que indicamos como prioritárias.

Apêndice 01. Lista de espécies coletadas nos atradores e controle com a abundância numérica e peso (g) nas diferentes fases do ciclo hidrológico.

| Espécies | Atrator | | | | | | | | Controle | | | | | | | |
|--------------------------------------|----------|----------|-------|----------|---------|----------|------|----------|----------|----------|-------|----------|---------|----------|------|----------|
| | Enchente | | Cheia | | Vazante | | Seca | | Enchente | | Cheia | | Vazante | | Seca | |
| | N | Peso (g) | N | Peso (g) | N | Peso (g) | N | Peso (g) | N | Peso (g) | N | Peso (g) | N | Peso (g) | N | Peso (g) |
| <i>Acanthodoras spinosissimus</i> | 0 | 0 | 1 | 301,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Acaronia nassa</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Acestrorhynchus falcirostris</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 67 | 2749,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 39 | 28 | 1195,1 |
| <i>Ageneiosus polystictus</i> | 1 | 60,7 | 2 | 493,3 | 0 | 0 | 31 | 23975,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 679 | 26 | 10003,4 |
| <i>Ageneiosus ucayalensis</i> | 169 | 4213,3 | 94 | 2501 | 27 | 1833,1 | 36 | 2243,4 | 152 | 3723,7 | 137 | 3476,91 | 42 | 3611,4 | 53 | 4315,7 |
| <i>Ageneiosus vitattus</i> | 1 | 9,8 | 1 | 24,8 | 2 | 55 | 1 | 13 | 6 | 72,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 156,4 |
| <i>Agoniatas halecinus</i> | 1 | 3 | 12 | 168,8 | 73 | 1810,7 | 39 | 1059,5 | 2 | 7,1 | 1 | 12,3 | 82 | 1964,6 | 25 | 704,29 |
| <i>Anchovia surinamensis</i> | 5 | 12 | 1 | 3 | 1 | 2,6 | 0 | 0 | 1 | 2,1 | 1 | 1,4 | 1 | 11 | 3 | 195,1 |
| <i>Anchoviella carrikeri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1,8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anodus melanopogon</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 621,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anodus orinocensis</i> | 0 | 0 | 4 | 432,9 | 0 | 0 | 28 | 5553,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 1922 |
| <i>Anodus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 149 | 4 | 9,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 160,5 |
| <i>Anostomus sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 155,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Argonectes longiceps</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 395,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 436,3 |
| <i>Astrodoras asterifrons</i> | 1 | 10,1 | 1 | 10,6 | 12 | 55,3 | 3 | 34,3 | 6 | 35,4 | 2 | 26,2 | 7 | 51,2 | 6 | 137 |
| <i>Auchenipterus britskii</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 30,8 |
| <i>Auchenipterichthys longimanus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10,4 | 1 | 20,7 | 0 | 0 | 1 | 7,4 | 1 | 9,9 | 1 | 80,1 |
| <i>Boulengerella lucius</i> | 0 | 0 | 1 | 219,4 | 0 | 0 | 1 | 53,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 193,7 | 1 | 332,4 |
| <i>Brachyplatystoma capapretum</i> | 10 | 3700,7 | 10 | 1925,1 | 2 | 1116 | 1 | 660,1 | 10 | 3565,1 | 18 | 6916,4 | 0 | 0 | 3 | 2267,3 |
| <i>Brachyplatystoma filamentosum</i> | 24 | 7214,4 | 7 | 3899,4 | 3 | 1254,3 | 0 | 0 | 17 | 6978,6 | 12 | 3888,9 | 4 | 2700,7 | 0 | 0 |
| <i>Bryconops alburnoides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 972,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 298,7 |
| <i>Calophysus macropterus</i> | 5 | 553,9 | 4 | 204,3 | 1 | 65,2 | 5 | 974,9 | 11 | 639,3 | 0 | 0 | 1 | 170 | 8 | 1252,4 |
| <i>Centrocoras brachiatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 86,92 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Centrocoras hasemani</i> | 16 | 395,2 | 45 | 711,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 347,1 | 8 | 92,2 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----|---------|----|--------|-----|-------|-----|---------|-----|--------|----|---------|-----|----------|-----|----------|
| <i>Centrocoras</i> sp. | 96 | 784,4 | 39 | 876,5 | 5 | 545,9 | 0 | 0 | 97 | 843,6 | 31 | 216,5 | 6 | 45,8 | 0 | 0 |
| <i>Centromochlus heckelii</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1,8 | 1 | 3,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 32,7 | 5 | 42 |
| <i>Centromochlus macracanthus</i> | 1 | 6,6 | 3 | 22,5 | 1 | 5,7 | 2 | 411,6 | 1 | 8,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Centromochlus</i> sp. | 2 | 12,3 | 2 | 15 | 0 | 0 | 3 | 29,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 29,7 |
| <i>Cetopsis coecutiens</i> | 7 | 336,2 | 14 | 942,2 | 3 | 190,6 | 0 | 0 | 11 | 601,3 | 8 | 509,69 | 2 | 78 | 0 | 0 |
| <i>Cichla monoculus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 389,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cichla temensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 864,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Crenicichla macrophthalmia</i> | 0 | 0 | 1 | 34,5 | 0 | 0 | 1 | 65,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Curimata inornata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 188,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Curimata vittata</i> | 1 | 36 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 1831,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 202,3 |
| <i>Cyphocharax abramoides</i> | 0 | 0 | 1 | 69 | 0 | 0 | 44 | 3480,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 1107,2 |
| <i>Cyphocharax notatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 44,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 256,2 |
| <i>Deckeyseria scaphirhyncha</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 187,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Doras fimbriatus</i> | 33 | 219,8 | 1 | 2,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 54,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Geophagus altifrons</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 458,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 271,4 |
| <i>Geophagus proximus</i> | 0 | 0 | 1 | 281,6 | 0 | 0 | 43 | 4659,18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 1354,2 |
| <i>Hemiodus immaculatus</i> | 0 | 0 | 18 | 1066,2 | 7 | 464 | 189 | 12718,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 387 | 139 | 7586,67 |
| <i>Hemiodus microlepis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 655,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 110,1 |
| <i>Hemiodus</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 263,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 768,8 |
| <i>Hemiodus unimaculatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 426,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 170 | 11 | 585,9 |
| <i>Hypophthalmus edentatus</i> | 23 | 2959,8 | 4 | 441,2 | 76 | 10455 | 117 | 15184,2 | 48 | 4980,2 | 0 | 0 | 23 | 3095,1 | 67 | 10097 |
| <i>Hypophthalmus fimbriatus</i> | 0 | 0 | 2 | 257,7 | 4 | 580 | 3 | 437,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 3010,96 |
| <i>Hypophthalmus marginatus</i> | 109 | 14468,3 | 11 | 2581,7 | 330 | 56574 | 319 | 51498,5 | 140 | 33333 | 5 | 1408,37 | 327 | 54976,42 | 377 | 62675,08 |
| <i>Hoplarchus psittacus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 169,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Ilisha amazonica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 1386,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 12,8 | 19 | 990,1 |
| <i>Laemolyta proxima</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 40 | 2578,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Laemolyta taeniata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 1984,95 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 128,4 |
| <i>Leporinus fasciatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 60 | 56 | 6695,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 269,8 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|-----|---------|----|--------|----|---------|-----|---------|----|--------|----|--------|----|--------|-----|----------|
| <i>Lycengraulis surinamensis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 31,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 56,6 | 0 | 0 |
| <i>Loricaria cataphracta</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 57,6 | 2 | 57,5 | 1 | 39,3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Loricariichthys acutus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 78 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Loricariichthys nudirostris</i> | 0 | 0 | 2 | 23,5 | 0 | 0 | 1 | 34 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 44,6 |
| <i>Metynis hypsauchen</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 640 | 58 | 4802,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 1022,8 |
| <i>Micromischodus sugillatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 35 | 1 | 248,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 21 | 1439,11 |
| <i>Myleus torquatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 302,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Myloplus asterias</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 2796,7 |
| <i>Nemadoras elongatus</i> | 18 | 262,4 | 4 | 65,9 | 3 | 4,9 | 0 | 0 | 3 | 20,4 | 7 | 93,2 | 4 | 30,4 | 0 | 0 |
| <i>Nemadoras hemipeltis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 9,52 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemadoras leporhinus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 | 286,26 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nemadoras sp.</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 26,6 | 0 | 0 |
| <i>Opsodoras boulengeri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 33,34 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Opsodoras morei</i> | 54 | 1073,8 | 5 | 139,6 | 14 | 165,2 | 3 | 105,9 | 35 | 756,4 | 9 | 164,8 | 11 | 142 | 4 | 138,9 |
| <i>Opsodoras sp.</i> | 6 | 23,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 9,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Opsodoras ternetzi</i> | 16 | 164,5 | 90 | 1473 | 4 | 17,8 | 1 | 33,2 | 12 | 90,4 | 43 | 557,2 | 2 | 16,3 | 0 | 0 |
| <i>Pachypops trifilis</i> | 2 | 29,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 902,1 | 3 | 104 | 2 | 60,74 | 0 | 0 | 14 | 927,7 |
| <i>Pellona castelnaeana</i> | 1 | 1045,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1118,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 4526,4 |
| <i>Pellona flavipinnis</i> | 40 | 5841,4 | 45 | 3726,9 | 86 | 10075,9 | 97 | 10432,4 | 35 | 6542 | 4 | 454,29 | 59 | 6645,4 | 114 | 11816,02 |
| <i>Pimelodella sp.</i> | 3 | 51,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 91,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pimelodina flavipinnis</i> | 8 | 371,2 | 1 | 8,2 | 0 | 0 | 7 | 0 | 5 | 338,7 | 2 | 222,8 | 1 | 135 | 1 | 143,6 |
| <i>Pimelodus blochii</i> | 6 | 132,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 35,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pimelodus sp.</i> | 1 | 17,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 61,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pinirampus pirinampu</i> | 18 | 1690,9 | 9 | 885,3 | 44 | 7475,4 | 30 | 8164,75 | 16 | 2475,8 | 11 | 881,53 | 41 | 5866,6 | 36 | 9625,6 |
| <i>Pristobrycon calmoni</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 862,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 602,6 |
| <i>Plagioscion squamosissimus</i> | 134 | 10285,8 | 21 | 964,7 | 57 | 8153,5 | 132 | 36605,1 | 74 | 5992,4 | 18 | 667,7 | 75 | 12680 | 149 | 37012,9 |
| <i>Platynemateichthys notatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 801,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Potamorhina altamazonica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 200 | 0 | 0 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|------------|----------------|------------|----------------|------------|-----------------|-------------|------------------|------------|----------------|------------|-----------------|------------|-----------------|-------------|------------------|
| <i>Potamorhina latior</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 266,6 |
| <i>Pristigaster cayana</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 43 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3,8 |
| <i>Pseudepapterus</i> sp. | 1 | 5,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pseudoloricaria laeviuscula</i> | 1 | 17,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 703,1 | 1 | 20,9 | 1 | 17,1 | 0 | 0 | 6 | 321,1 |
| <i>Rabdolichops troscheri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 45,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhamphichthys rostratus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1142,6 | 1 | 42,2 | 1 | 47,7 | 0 | 0 | 7 | 2055,2 |
| <i>Raphiodon vulpinus</i> | 1 | 12 | 2 | 778,7 | 0 | 0 | 21 | 3004,8 | 1 | 16,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 1590 |
| <i>Reganella depressa</i> | 1 | 9,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10,4 | 3 | 23,4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Rhytidus argenteofuscus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 331 |
| <i>Schizodon fasciatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 769 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Semaprochilodus insignis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 3719,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 577 |
| <i>Semaprochilodus taeniurus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 2354 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 32 | 3243 | 2 | 195,6 |
| <i>Serrasalmus altispinis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 209,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Serrasalmus gouldingi</i> | 39 | 1767,1 | 22 | 1683,2 | 12 | 1018 | 169 | 14783,4 | 6 | 296,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 117 | 10622,3 |
| <i>Serrasalmus hollandi</i> | 0 | 0 | 2 | 142,2 | 0 | 0 | 6 | 964,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 460,6 |
| <i>Serrasalmus manueli</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 73,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Serrasalmus rhombeus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 535 | 12 | 2522,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 192 | 0 | 0 |
| <i>Steindachnerina</i> sp. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 79 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Sternarchorhynchus goeldii</i> | 1 | 41,4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tatia intermedia</i> | 0 | 0 | 1 | 17,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tetragonopterus chalceus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 45,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10,9 |
| <i>Tometes makue</i> | 0 | 0 | 1 | 67,4 | 0 | 0 | 3 | 204,9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 198,9 |
| <i>Trachydoras microstomus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Trachydoras nattereri</i> | 4 | 77,3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Triporthes albus</i> | 0 | 0 | 32 | 1156,6 | 36 | 1045 | 47 | 2372,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 367 | 39 | 2577,2 |
| <i>Triporthes angulatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 33 | 2383,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Uaru amphiacanthoides</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 341,6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 860 | 57916,7 | 517 | 28618,5 | 851 | 106799,1 | 1941 | 244190,18 | 735 | 72041,9 | 360 | 20206,37 | 765 | 97829,22 | 1482 | 202280,43 |

Referências

- Araújo-Lima, C. A. R. M.; Jiménez, L. F.; Oliveira, R. S.; Eterovick, P. C.; Mendoza, U.; Jerozolimski, A. 1999. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade do hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. *Acta Limnol. Bras.* Vol. 11(2), 127-135.
- Berger, W. H.; Parker, F. L. 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science*, v.168, p. 1345-7.
- Bonsack, J. A.; Talbot, F. H. 1980. Species-packing by reef fishes on Australian and Caribbean reefs: An experimental approach. *Bulletin of Marine Science* 30:710-723.
- Braga F. M. S. 2002. O estudo de recifes artificiais como atratores de peixes no reservatório de Volta Grande (MG-SP). *Acta Limnol. Bras.*, 14(2):65-76.
- Cardoso F. R. 2008. *Ecologia da pesca e biologia reprodutiva do acará-disco (Symphysodon aequifasciatus, Pellegrin 1904) (Perciformes: Cichlidae) na RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central: subsídios para o manejo sustentável de um recurso natural*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus, 115.
- Clarke K. R.; Green R. H. 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Serie*, 92:213-226.
- Claro Jr. H. 2003. *A influência da floresta alagada na estrutura trófica de comunidade de peixes em lagos de várzea da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, 60.
- Corredor M. C. F. 2004. *Influência das variações temporais da disponibilidade relativa de habitats sobre a comunidade de peixes em um lago de várzea da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade Federal do Amazonas INPA/UFAM, Manaus, 89.
- Fekedulegn, B. D., Colbert, J. J., Hicks Jr, R. R., Schuckers, M. E. 2002. *Coping with Multicollinearity: an example on application of principal components regression in dendroecology*. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research paper NE-721, 48.

- Freitas C. E. C, Petrere Jr, M; Abuabara M. A. P. 2002. Artificial reefs and 1 their effects on fish 2 assemblages in a Brazilian reservoir and tailrace. *Ecohydrology & Hydrobiology* 2:3 305–313.
- Freitas C. E. C, Petrere Jr; M, Barrella W. 2005. Natural and artificially-induced habitat 5 complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology* 12: 63–67.
- Goulding, M.; Carvalho, M. L.; Ferreira, E. G. 1988. *Rio Negro, rich life in poor water*, SPB Academic Publishing, The Hague, 200p.
- Loffler H. 1997. Artificial habitats for fishes in Lake Constance (Bodensee): observation of fish aggregating devices with a remotely operated vehicle. *Fisheries Management and Ecology*, 4, 419-420.
- Ludwig, J. A.; Reynolds, J. F. 1988. *Statistical Ecology: A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. 337.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and Its Measurement*. Chapman and Hall, 179.
- Manly, B. J. F. 1994. *Multivariate Statistical Methods. A Primer*. 3 Ed Chapman & Hall, 215.
- May R. M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In Cody, M.L. & Diamond J.M. [eds.] *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge, 81-120.
- Oliveira E. C. 2003. *Distribuição e abundância do ictioplâncton na Área da Estação Ecológica de Anavilhanas, rio Negro, Amazonas, Brasil*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. 157.
- Pielou E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York, John Wiley, 165.
- Polovina, J. J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. pp. 153–176. In: *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries* (W. Seaman, Jr. and L. M. Sprague, Eds.). Academic Press, Inc. San Diego, CA.
- Ribeiro, M. C. L. B. 1983. *As migrações dos jaraquis (Pisces: Prochilodontidae) no rio Negro, Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas do Amazonas, Universidade Federal do Amazonas INPA/ UFAM, 192.
- Saint-Paul, U.; Zuanon, J.; Villacorta-Correa, M. A. ; Garcia, M. Fabr e, N. N.; Berger, U.; Junk, W. J. 2000. Fish communities in Central Amaz onia white- and the backwaters floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57:235-250.
- Sanchez-Botero, J. I.; Araujo-Lima, C. A. R. M. 2001. As macr ofitas aqu ticas como ber rios para a ictiofauna da v rzea do rio Amazonas. 31(3):437-447.

- Santos L. N., Araújo F. G.; Brotto D. S. 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 896-908.
- Seaman Jr. W.; Sprague L. M. 1991. *Artificial habitats practices in aquatic systems*. In: *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, New York, 285.
- Sedell J. R., Reeves, G. H., Hauer, F. R., Stanford, J. A.; Hawkins, C. P. 1990. Role of refuge in recovery from disturbance modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management*, 14: 711-724.
- Shannon, C.; Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, URBANA.
- Welcomme, R. L.; Bartley, D. M. 1998. Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 351-382.
- Whittaker, R. H.; Levin, S. A.; Root, R. B. 1973. *Niche, habitat and ecotope*. – Am. Nat. 107: 321-338.