



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

**EFEITOS DA VARIAÇÃO HIDROMÉTRICA INTERANUAL SOBRE A
ASSEMBLEIA DE PEIXES EM BANCOS DE HERBÁCEAS AQUÁTICAS NO
SISTEMA CATALÃO, AMAZONAS**

THAYSON PINTO LIMA

MANAUS-AMAZONAS

MARÇO/2018

THAYSON PINTO LIMA

**EFEITOS DA VARIAÇÃO HIDROMÉTRICA INTERANUAL SOBRE A
ASSEMBLEIA DE PEIXES EM BANCOS DE HERBÁCEAS AQUÁTICAS NO
SISTEMA CATALÃO, AMAZONAS**

ORIENTADORA: Dra. CLÁUDIA PEREIRA DE DEUS

COORIENTADORA: Dra. SIDINÉIA APARECIDA AMADIO

COORIENTADORA: Dra. CRISTHIANA P. RÖPKE

Fonte Financiadora: FAPEAM

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

MANAUS-AMAZONAS

MARÇO/2018

RELAÇÃO DE BANCA JULGADORA

Dr. Jansen Zuanon (INPA)
Dr. Efrem Jorge Gondim Ferreira (INPA)
Dr. Fernando P. Mendonça (IFAM)

FICHA CATALOGRÁFICA

Catálogo na Publicação (CIP-Brasil)

L732e Lima, Thayson Pinto ▾

Efeitos da variação hidrométrica interanual sobre a assembleia de peixes em bancos de herbáceas aquáticas no sistema catalão, Amazonas / Thayson Pinto Lima; orientadora: Cláudia Pereira de Deus; coorientadoras Sidinéia Aparecida Amadio, Cristhiana P. Röpke. - Manaus:[s. 1.], 2018.

941 KB
62 p. : il. color.

Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce E Pesca Interior) - Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2023.

1. Assembleia de peixes. 2. Bancos de herbáceas aquáticas. I. Deus, Cláudia Pereira de. II. Amadio, Sidinéia Aparecida. III. Röpke, Cristhiana P. IV. Título.

CDD 597.811 3

SINOPSE

Estudou-se os efeitos de eventos extremos sobre a estrutura da assembleia de peixes em bancos de herbáceas em uma área de várzea. Os efeitos de cotas elevadas do rio sobre a estrutura da assembleia foram analisadas para verificar se cotas mínimas ou máximas entre os anos modificam a estrutura da assembleia de peixes associada a herbáceas aquáticas e como os organismos respondem a eventos extremos

Palavras-chave: Assembleia de peixes, Variação temporal, eventos extremos

Dedico este trabalho aos meus pais Anilton da Silva Lima e Marlene Barreto Pinto, por todo carinho e dedicação, e por toda à base familiar fornecida em todos os momentos da minha vida.

“E se eu fosse o primeiro a voltar para mudar o que eu fiz quem então agora eu seria. Tanto faz e o que não foi não é [...] E se eu for o primeiro a prever e poder desistir do que for dar errado. Olha, se não sou eu quem mais vai decidir o que bom pra mim, dispenso a previsão. Se o que eu sou é também o que escolhi ser, aceito a condição”

Retirado da música “O velho e o moço” de Los Hermanos

Agradecimentos

Gostaria de agradecer primeiramente as minhas orientadoras Cláudia, Sidinéia e Cris por me proporcionarem momentos de grande aprendizagem com efeitos tanto na minha vida profissional quanto pessoal.

As pessoas que conheci nesses dois anos de mestrado no BADPI, que de certa forma, cada pessoa me ensinou um pouco e acabaram por melhorar a minha forma de ver a vida em sua totalidade.

A minha prima Ana e seu marido Ronaldo, por todo o apoio inicial aos meus primeiros dias de um menino do interior na cidade grande, pelo suporte e por toda a dedicação que foram essenciais para minha caminhada durante o mestrado.

A todos os vigilantes do Catalão, por todo o carinho e respeito em todas as coletas, não lembrarei o nome de todos, mas agradeço imensamente.

As tias da limpeza do INPA, pelo carinho e conversas divertidas, em especial a tiazinha do din-din, pela marmita em um dia de grande necessidade. Nunca esquecerei esse gesto e serei sempre muito grato.

Aos meus colegas de laboratório, pelos conselhos e críticas ao trabalho, desde o plano à dissertação.

Aos meus professores e à coordenação do BADPI por serem sempre atenciosos e dedicados em todo período de mestrado.

Aos meus colegas de turma, Jamerson, Luciano, Priscila, Josilene e Silvia por me ajudarem no início do mestrado com meu tendão de Aquiles, a amada estatística.

A dona Marília por todo respeito e compreensão nos momentos de atraso do aluguel, obrigado por tudo, inclusive pelas panelas, elas foram de extrema importância.

Ao professor Jansen Zuanon por todos os ensinamentos e conversas extremamente valiosas, por toda a dedicação mesmo que em poucos momentos. Agradeço a oportunidade ter aulas com você e por me mostrar que humildade e grande conhecimento podem andar de mãos dadas. As vezes as lições para a vida são mais valiosas que todo conhecimento científico de uma pessoa.

Agora vem as pessoas que fazem as lágrimas rolarem!

A toda a minha família, pela ajuda em momentos de agonia, pela preocupação com minha estadia aqui. As minhas avós do Celi e dona Olga, por toda a preocupação com minha vida.

A minha amada irmã Thayana, por todo o amor, respeito, preocupação e carinho.

A minha namorada Duth'ane por toda dedicação, respeito, companheirismos, cuidado e acima de tudo compreensão nos meus momentos de estresse, raiva, agonia, pesadelos e por aturar minha enorme chatice! Obrigado meu bem por tudo, inclusive pelos momentos nerds (mesmo que você não conheça as referências dos filmes da Marvel) que sempre me faziam tão bem!

E acima de tudo isso, quero agradecer à Deus por tudo, por cada momento, tanto bom quanto ruim, obrigado pela vida, pela saúde e por cada pessoa na minha vida.

RESUMO

Em ambientes de planícies de inundação existe um grande número de espécies que habitam bancos de herbáceas aquáticas. Estas espécies ficam associadas a estas herbáceas durante parte ou ao longo de todo seu ciclo de vida. Especificamente, os peixes podem encontrar abrigo, locais para alimentação, refúgio contra predadores e locais para reprodução nas herbáceas aquáticas. O pulso de inundação é o principal agente modelador da estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas. Neste ciclo ambiental os momentos de secas e cheias são críticos e eventos extremos tem se tornado mais frequentes e intensos entre os anos nas últimas décadas. Foram analisados dados da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas aquáticas entre os anos de 2003-2014 considerando os meses entre janeiro a agosto para cada ano. Para cada ano foram utilizados os níveis de cota anual mínima precedendo e máxima. *Hoplias malabaricus* foi a espécie mais frequente em todo o período de estudo e *Moenkhausia dichroua* a espécie mais abundante. O ano com maior número de indivíduos foi encontrado em 2005 (5308). O maior número de espécies foi registrado para o ano de 2004 (117), a dominância média da assembleia foi baixa, conseqüentemente a diversidade média de Simpson foi considerada alta. A riqueza apresentou diferenças significativas entre os anos considerando-se os intervalos de tempo de 2003-2006 e 2008-2014. A dominância e Diversidade mostraram diferenças estatisticamente significativas também para os intervalos de tempo neste mesmo período. A abundância e a riqueza de espécies foram negativamente influenciadas por níveis de cotas máxima do rio. A análise de coordenadas principais (PCoA) indicou a separação da assembleia de peixes em dois grupos em função da composição de espécies, 2003-2006 e 2008-2014, esses grupos foram validados pela análise de similaridade (ANOSIM). A mudança na composição de espécies ao longo do tempo foi correlacionada com os níveis de cota máxima do rio sem mostrar recuperação ao estado inicial na série de dados (2003). A análise de anomalia de cota e anomalia de abundância entre os anos, mostram que apenas as espécies *Moenkhausia lepidura*, *Mylossoma duriventre* e *Hemigrammus levis* foram de fato afetadas por níveis de cota máxima do rio entre os anos reduzindo em abundância em anos com cheia mais intensas.

ABSTRACT

In floodplain environments there is a large number of species inhabiting banks of aquatic herbaceous plants. These species are associated with these herbaceous plants during part or throughout their entire life cycle. Specifically, fish can find shelter, feeding grounds, shelter from predators and breeding sites on aquatic herbaceous species. The flood pulse is the main agent of the structure and dynamics of aquatic communities. In this environmental cycle the dry and flooding moments are critical and extreme events have become more frequent and intense between the years in the last decades. Data from the fish assemblage that inhabited banks of aquatic herbaceous plants from 2003 to 2014 were analyzed considering the months from January to August for each year. For each year, the levels of minimum annual quotations preceding and maximum were used. *Hoplias malabaricus* was the most frequent species throughout the study period and *Moenkhausia dichroua* the most abundant species. The year with the highest number of individuals was found in 2005 (5308). The highest number of species was recorded for the year 2004 (117), the average dominance of the assembly was low, consequently the average diversity of Simpson was considered high. Wealth showed significant differences between the years considering the time intervals of 2003-2006 and 2008-2014. The dominance and Diversity showed statistically significant differences also for the time intervals in this same period. Abundance and species richness were negatively influenced by maximum river levels. The main coordinate analysis (PCoA) indicated the separation of the fish assemblage into two groups according to the composition of species, 2003-2006 and 2008-2014, these groups were validated by the analysis of similarity (ANOSIM). The change in species composition over time was correlated with the maximum river level levels without showing recovery to the initial state in the data series (2003). The analysis of anomaly and anomaly of abundance between the years, show that only the species *Moenkhausia lepidura*, *Mylossoma duriventre* and *Hemigrammus levis* were in fact affected by levels of maximum river quota between the years reducing in abundance in years with more intense flood .

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
HIPÓTESE	18
OBJETIVOS	18
MATERIAL E MÉTODOS	18
Área de estudo.....	18
Coleta de dados.....	19
Amostragem da ictiofauna	19
Obtenção dos dados Hidrométricos	20
Análise de dados.....	21
Análises estatísticas.....	22
Métricas de diversidade	22
Composição de espécies	23
RESULTADOS	24
Tendência temporal das métricas de diversidade da assembleia de peixes.....	26
Composição interanual de espécies na assembleia	31
DISCUSSÃO	35
Tendência temporal das métricas de diversidade da assembleia de peixes.....	Erro! Indicador não definido.
Composição interanual de espécies na assembleia	Erro! Indicador não definido.
CONCLUSÕES	43
ANEXO I.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número total de exemplares das espécies mais abundantes na assembleia de peixes do Sistema Catalão durante os anos de 2003 – 2014 e suas respectivas porcentagens.....	25
Tabela 2. Modelo de regressão múltipla entre os atributos da assembleia de peixes do Sistema Catalão e os níveis de cota do Rio Negro.....	30
Tabela 3. Abundância de espécies predominantes para os agrupamentos formados pela análise de coordenadas principais PCoA entre 2003-2014.....	31
Tabela 4. Modelo de regressão múltipla entre a anomalia de abundância e anomalia de cota para as espécies com valores de scores mais positivos e mais negativos pela análise de coordenadas principais PCoA.....	32
Tabela 5. Análise de regressão entre scores negativos da PCoA com níveis de cota máxima do rio.....	34

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Pontos de amostragem em lagos do Sistema Catalão.....20
- Figura 2.** Esquema representando os níveis de cota utilizados para a variação hidrométrica e o momento do ciclo para os dados biológicos.....21
- Figura 3.** Número de espécies por frequência mensal na série temporal da assembleia de peixes encontradas em bancos de herbáceas no sistema Catalão. Os dados referentes aos meses de janeiro a agosto entre 2003-2014.....26
- Figura 4.** Tendência temporal dos atributos da assembleia de peixes do sistema catalão entre 2003-2014.....28
- Figura 5:** Relação dos atributos de abundância e riqueza de espécie para níveis de cota máxima entre ao anos.....29
- Figura 6.** Composição interanual de espécies calculada por meio da análise de coordenadas principais (PCoA) para os onze anos de estudo do Sistema Catalão...30
- Figura 7.** Relação da anomalia de abundância interanual (2003-2014) para espécies afetadas por maiores níveis de anomalia de cota do rio.....33

INTRODUÇÃO

É incontestável que comunidades ecológicas variam no espaço e no tempo pois respondem a uma variedade de condições bióticas e abióticas que regulam as populações dos organismos, determinando sua presença e abundância em um determinado lugar. No entanto, é esperado que as comunidades não oscilem de maneira caótica, mas de um modo denominado de equilíbrio dinâmico (Collins 2001). A partir desta perspectiva, uma comunidade pode ser tanto altamente variável à partir de um determinado momento ou permanecer em equilíbrio em termos da sua trajetória média ao longo do tempo. O que significa que é esperado que varie, mas dentro de uma faixa delimitada. No entanto, eventos ambientais atípicos ou catastróficos de cheias e secas, por exemplo, podem gerar uma instabilidade tão grande que leva a comunidade a sair dessa faixa de equilíbrio (Ricklefs 2013).

A bacia Amazônica possui uma diversidade de ambientes que respondem às variações temporais expressivas no regime de inundação, entre os quais se destacam praias, rios e lagos de planícies de inundação (Henderson & Crampton, 1997). Especificamente os ambientes de planície de inundação são colonizados por uma grande diversidade de espécies de herbáceas aquáticas, cobrindo uma vasta área em um período reduzido (Melack & Forsberg, 2001; Carlos, 2001; Wetzel, 2001; Goulding et al., 2003; Bianchini et al. 2003; Sánchez-Botero, 2003; Prado et al, 2010; Bianchini et al, 2010; Esteves, 2011; Lopes et al, 2014). Estas herbáceas aquáticas tem seus ciclos biológicos afetados tanto pelo nível da água quanto por fatores como oxigênio, carbono orgânico dissolvido e pH (Esteves, 2011). Embora cada fator afete de forma diferente cada tipo biológico de herbácea aquática, ressalta-se que os mesmos operam em conjunto, sendo difícil separar seus efeitos individuais. Esses efeitos são influenciados pelas características de cada local, estando estreitamente relacionados com o tipo de água bem como pela duração das fases aquáticas e terrestres. Deste modo as herbáceas podem habitar desde várzeas que são ambientes mais produtivos até igapós pobres e ácidos (Sioli, 1954; Junk et al, 1989; Neiff, 1990; Junk e Piedade, 1997; Lowe-McConnel, 1999; Goulding et al 2003; Piedade et al. 2010; Esteves, 2011).

Esta variação sazonal do nível da água é um fenômeno denominado de pulso de inundação (Junk et al., 1989), sendo considerado como principal agente controlador e modelador da estrutura e da dinâmica das comunidades, e um dos principais processos em ecossistemas aquáticos de planícies de inundação (Junk et al, 1989; Estrada, 2007). Este pulso de inundação permite a troca periódica de água, nutrientes e organismos entre o rio e a planície, o que tem um efeito preponderante sobre a produtividade do sistema. A grande variação causada principalmente pelas flutuações das chuvas na região proporciona alagamentos regulares de extensas áreas de terra, expandindo periodicamente o ambiente aquático (Melack & Forsberg, 2001; Cunico, 2002).

Para a maioria dos organismos presentes em locais que tem influência do pulso de inundação, os processos biológicos são amplamente dependentes do regime de cheia e seca o que conseqüentemente afeta as relações dentro da comunidade (Barthem & Goulding, 1997; Petry *et al*, 2003; Granado-Lorencio *et al*, 2005; Thomaz *et al*. 2007; Correa et al, 2008). Dentre esses organismos estão os peixes, pois durante o período de águas altas, muitas espécies migram do canal do rio para lagos de várzea e florestas inundadas para explorar os recursos alimentares (Prado et al 2010). Em lagos de várzea este é o período com maior biomassa de herbáceas aquáticas, que por sua vez conferem maior complexidade estrutural promovendo uma variedade de microhabitats para a assembleia de peixes de pequeno a médio porte e outros organismos que ficam associados às raízes dessas plantas aquáticas (Grenouillet et al, 2000; petry et al, 2003). Para os peixes, as raízes das herbáceas aquáticas funcionam como substrato para desova, local para alimentação e proteção contra predadores. Desta forma, esses ambientes podem abrigar um grande número de indivíduos e espécies de peixes que podem usar esses ambientes durante parte da sua vida ou ao longo de todo seu ciclo de vida (Dibble et al, 1996; Agostinho et al, 2003; Taniguchi et al, 2003; Pelicice et al, 2004; Dibble et al,2006; Vieira et al.,2007).

Assim como processos biológicos das herbáceas aquáticas, características biológicas dos peixes, como maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento inicial das larvas e alevinos, estão sincronizadas com a variação do nível da água (Lowe-McConnell, 1987; Goulding et al, 1988; Agostinho *et al*, 1993; Piedade, 1995; Neiff *et al*, 2009; Prado et al, 2009; Prado et al, 2010). Durante os

períodos de águas baixas, a maioria dos lagos de planícies de inundação permanece isolada do canal do rio, e grande parte das herbáceas morrem. A conectividade lateral é interrompida até que a migração dos peixes entre o lago e o rio não seja mais possível. A área da maioria dos lagos também diminui e a estrutura da assembleia de peixes deve ser fortemente influenciada por processos locais, tais como a produção primária, predação, e competição (Rodríguez & Lewis, 1997; Tejerina Garro et al, 1998; Saint Paul et al, 2000). Sob essas circunstâncias, mudanças na diversidade e abundância relativa de espécies podem ser uma função do diferencial de mortalidade, pressão de predação, fatores abióticos estressantes como hipóxia, alteração na composição de herbáceas e principalmente nível da água, influenciando assim nos padrões de distribuição de espécies entre os habitats de planícies de inundação (Rodríguez & Lewis, 1994; Rodríguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al., 1998; Winemiller & Layman, 2005; Prado et al, 2010; Ropke et al, 2016).

Todavia, mesmo o fenômeno do pulso de inundação sendo um evento cíclico, a intensidade deste evento pode ser influenciada pelos fenômenos conhecidos por El Niño e La Niña, os quais produzem secas e cheias mais acentuadas respectivamente (Welcome, 1985; Richey *et al*, 1990; Nunes de Mello & Barros, 2001; Rizze, et al, 2001). Um número crescente de estudos tem apontado que, além desses fenômenos, o efeito importante do desmatamento na porção sul da bacia amazônica contribui para a redução regional de chuvas (Mahli *et al*, 2009; Bagley *et al*, 2014). Fearnside (2009), verificou que o provável aumento de temperatura, aliado ao desmatamento, poderá diminuir as chuvas na região, ocasionalmente aumentando a frequência de secas mais intensas. Morrongiello et al (2011), analisando a comunidade de peixes em lagos australianos, verificou que as espécies apresentam adaptações para suportar a variação do nível da água. Estas adaptações são resultados da própria história evolutiva de cada espécie o que confere resistência ou resiliência aos impactos das mudanças climáticas. Entretanto, a taxa, magnitude e frequência de eventos como secas extremas pode superar a capacidade adaptativa de muitas espécies, podendo assim, ameaçar seriamente a persistência de muitas espécie de peixes de água doce da Austrália. Segundo Zuanon (2008) o tempo entre cada evento extremo é um fator importante para a recuperação dos organismos frente a distúrbios.

Para ilustrar esta hipótese, Durant et al (2007), verificou que para organismos marinhos, em anos com baixa variação climática o recrutamento do zooplâncton torna-se elevado, beneficiando assim peixes que alimentam-se desses organismos, aumentando o sucesso reprodutivo de organismos que estão nos níveis superiores da cadeia alimentar. Por outro lado, em anos com alta variação climática o recrutamento do zooplâncton é afetado, influenciado na diminuição de recursos para peixes zooplanctófagos, causando queda no sucesso reprodutivos das espécies de peixes e aves marinhas. Os efeitos das modificações ambientais, decorrente de secas e cheias extremas não causam distúrbios apenas para os peixes e aves marinhos, efeitos desses eventos mostram uma queda da diversidade na fauna de invertebrados aquáticos do rio Glenfinish na Europa (Woodward, 2015). Para um lago de planície de inundação na região amazônica, os efeitos de eventos extremos como a seca de 2005, também afetaram a diversidade de peixes de médio a grande porte. Segundo o estudo realizado por Röpke et al (2016) esta queda na diversidade é acentuada a partir deste evento extremo, onde foi verificado o aumento na frequência de eventos atípicos tanto de cheias quanto de secas extremas.

A maioria dos processos biológicos dos organismos presentes em rios e lagos de várzeas está relacionado com a variabilidade hidrométrica. A duração e intensidade de cada etapa dessa flutuação constituem fatores de imprevisibilidade para os organismos, o que pode comprometer o sucesso reprodutivo da maioria das espécies de peixes (Bittencourt & Amadio, 2007). Segundo Ricklefs (2013), variações drásticas no ambiente (e.g. como as fortes secas ou cheias que ocorreram na Amazônia) podem afetar o suprimento de alimento, taxas de predação, disponibilidade de sítios para alimentação, entre outros fatores ecológicos que provocam efeitos observáveis em nível de populações e comunidades. O modelo proposto por Hughes (2000), ressalta que todas as mudanças pontuais causadas pelas mudanças climáticas terão o mesmo resultado final: maiores modificações na estrutura e composição das comunidades, independentemente do tipo de ecossistema onde elas se encontram.

Os efeitos de variabilidade do clima na vazão de rios da Bacia Amazônica vêm sendo estudado desde a década de 80. Contudo, o efeito dessa variabilidade sobre a biota é praticamente desconhecido, em grande parte, pela quase ausência de longas series temporais de dados bióticos e abióticos. Compreender como as

perturbações ao longo do tempo afetam as comunidades tem sido um dos objetivos centrais em ecologia. Demonstrar como estas comunidades se recuperam entre a gama de distúrbios imposta pela variabilidade hidrométrica extrema, bem como as alterações climáticas, torna-se cada vez mais importante (Connell & Sousa, 1983; Tilman, 1989; Giller & Malmqvist, 1998; Hildrew, 2009; Ormerod, 2009). Desta forma, respostas sobre impactos na comunidade podem ser complexas. A resiliência pode ser corrompida a medida que as alterações atípicas do meio torna-se frequentes (McKie et al, 2008; Woodward, 2009; Perkins et al, 2010; Reiss et al, 2011; Ledger et al, 2011) Sob essa perspectiva, o presente estudo tem como objetivo responder se a variação hidrométrica interanual afeta a riqueza, diversidade e abundância de espécies da assembleia de peixes que habitam banco de herbáceas aquáticas, e como a assembleia responde às ocorrências de eventos extremos.

HIPÓTESE

Eventos como secas e cheias extremas podem levar à uma diminuição na abundância, riqueza, diversidade das espécies assim como redução na similaridade interanual na composição da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas aquáticas, modificando assim a estrutura da assembleia.

OBJETIVOS

Geral:

Analisar o efeito da variação hidrométrica interanual sobre a estrutura da assembleia de peixes em bancos de herbáceas aquáticas no sistema Catalão em uma série histórica de 11 anos.

Específicos:

- Avaliar como a composição de espécies, riqueza e diversidade variam ao longo do período estudado;
- Verificar se os atributos ecológicos de abundância, riqueza, dominância e diversidade estão correlacionados com a variação hidrométrica interanual;
- Avaliar o efeito da condição hidrométrica interanual sobre a similaridade temporal na composição taxonômica da assembleia de peixes;

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O sistema Catalão situa-se próximo a confluência dos rios Negro e Solimões 3° 09' 47", 059° 54' 29" em uma planície de inundação distante cerca de 10 km da cidade de Manaus. Essa região corresponde a uma área de terras baixas com uma série de lagos interconectados e que, conforme a variação do nível da água, podem formar uma unidade contínua, isolar-se ou até mesmo secar quase completamente (Brito et al, 2014). A área é submetida à inundações periódicas, com aporte de águas de ambos os rios, sendo considerado, portanto, um sistema de águas mistas (brancas e pretas) (Brito et al, 2014). Assim como a maioria dos lagos de planícies

de inundação os lagos do sistema Catalão apresentam mudanças físicas e limnológicas em escala sazonal (Almeida & Melo, 2009).

Estudos nesta região mostram que características da água do lago são controladas principalmente pelo regime do pulso de inundação dos dois rios, uma vez que o sistema Catalão conecta-se ao rio Solimões através de um canal, logo após os primeiros meses de subida das águas, e mesmo durante os períodos de águas baixas permanece conectado ao Rio Negro (Almeida & Melo, 2009). Embora o lago receba um grande aporte de água dos dois tipos de rios, o Rio Negro parece ter maior influência sobre a qualidade da água durante o período de enchente, resultando em menores valores de condutividade e pH (Caraballo et al, 2014, Ropke et al, 2016). O rio Solimões por sua vez tem maior influência durante a grande parte em períodos de cheia e vazante (Almeida & Melo, 2009; Brito et al, 2014; Caraballo et al, 2014).

A sazonalidade da conectividade com ambos os rios, isolamento durante a estação seca e as mudanças correlacionadas ao nível da água também influenciam as concentrações de nutrientes orgânicos dissolvidos no local (Aprile & Darwich, 2013) e da produtividade local de fitoplâncton (Almeida & Melo, 2011). A fitofisionomia marginal do sistema Catalão, é bastante variada formada por pastagens, matas ciliares e herbáceas aquáticas, tendo como componentes importantes as espécies *Paspalum repens*, *Echinochloa polystachya*, *Eichhornia crassipes* e *Oryza perennis* que no período de enchente e cheia, formam grandes bancos de vegetação flutuante (Do Vale, 2003)

Coleta de dados

Amostragem da ictiofauna

O material biológico deste estudo foi proveniente de coletas realizadas pelo projeto “Ecologia e conservação de peixes de água doce”, da Coordenação de Biodiversidade (COBIO) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Este projeto teve início em 1999 e desde então as coletas são realizadas bimestralmente nos períodos de enchente e cheia. Para a maior parte dos anos não ocorreram coletas que representaram os períodos da vazante e seca, uma vez que herbáceas morrem e se decompõem nestes períodos. As coletas foram realizadas

em três pontos do Sistema Catalão: Xiborena, Pirapora e Lago do Padre (Fig.1). Os dados referentes a cada ponto foram agrupados por ano, para realização de análises interanuais.



Figura 1. Pontos de amostragem no sistema Catalão [Fonte: CENSIPAM (Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia). Retirado de Ávila, (2011).

As coletas nos bancos de herbáceas foram realizadas com rede de cerco de 12,45 m de comprimento por 5 m de altura e malha de 5 mm entre nós. Em cada local e evento de amostragem foram realizados três lances com a rede de cerco representando uma amostra em cada local. Os peixes foram colocados em sacos plásticos, fixados em formol a 10%, etiquetados e posteriormente levados para o laboratório de Ecologia de Peixes do INPA. O material foi identificado utilizando chaves taxonômicas e com o auxílio de especialistas.

Obtenção dos dados Hidrométricos

As medidas hidrométricas foram obtidas a partir de bancos de dados do laboratório de Ecologia de Peixes do INPA. Os dados foram obtidos a partir do Porto de Manaus distante cerca de 5 km da área de estudo e disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas (<http://hidroweb.ana.gov.br>). As medidas hidrométricas

utilizadas neste estudo são referentes a cota mínima (m) do ano anterior e a cota máxima (m) seguinte (Fig.2), com o objetivo de verificar o efeito de distúrbios atuais nos acontecimentos biológicos ocorrente entre estes dois períodos; os dados biológicos (peixes) são referentes ao momento entre esses dois períodos (Fig.2).

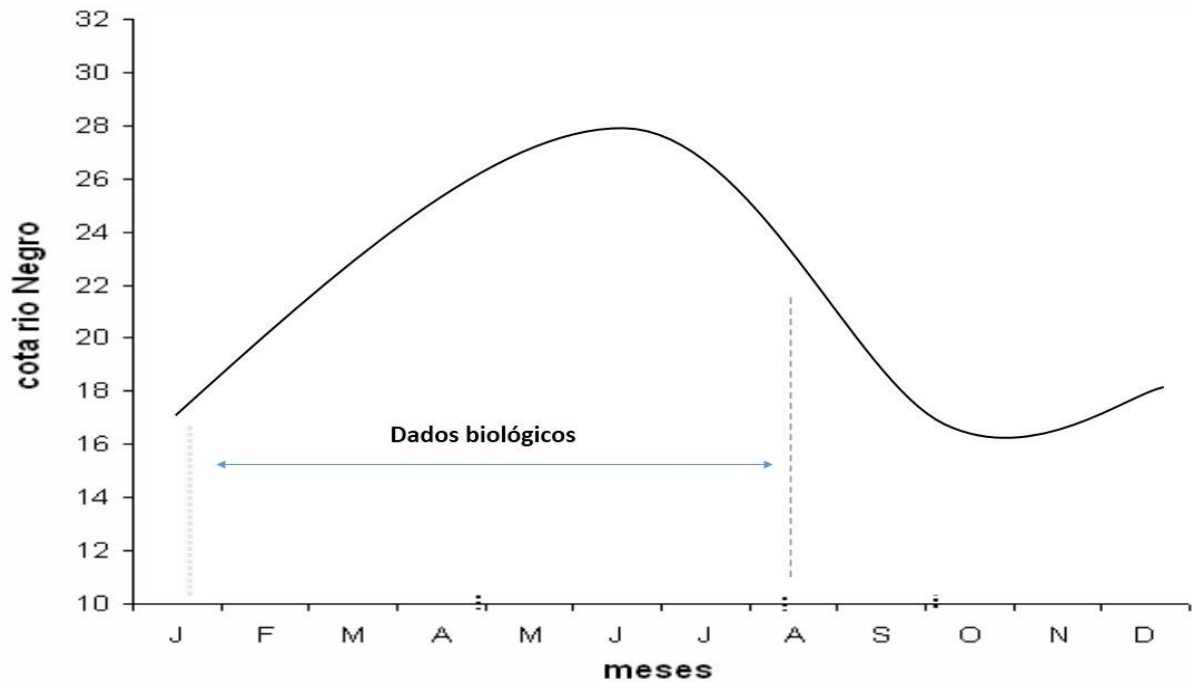


Figura 2. Esquema representando os níveis de cota utilizados para a variação hidrométrica e o momento do ciclo para os dados biológicos

Análise de dados

Foi realizada a atualização do banco de dados das espécies que ocorrem no sistema Catalão através da verificação de todos os lotes encontrados no laboratório de ecologia de peixes, compreendidos entre os anos de 2003 a 2014. Apenas o ano de 2007 não foi considerado nas análises pois este apresentou um número incompleto de coletas e meses entre os locais, resultando em amostragem menos representativa. Para este estudo os dados anuais foram padronizados em quatro meses de coleta, compreendidos entre janeiro a agosto nas três localidades, sendo que os dados das localidades foram analisados em conjunto de modo a melhor representar a região estudada. Posteriormente foram estimados os atributos ecológicos da assembleia: riqueza anual (número de espécies), abundância anual absoluta, dominância e diversidade (Simpson).

A abundância relativa (p_i) foi estimada a partir da divisão entre a abundância absoluta de cada espécie com o somatório da abundância absoluta de todas as espécies coletas no ano. Isso permitiu verificar alguns casos em que houveram uma alta captura de uma determinada espécie, e que em geral ocorreu em apenas um evento de coleta. Nestes casos foi feito a soma do número de indivíduos capturados nestas localidades e retirando suas respectivas médias, sendo este valor usado em análises estatística. Esta medida foi adotada para os espécimes *Hemigrammus levis* (no ano de 2004), *Moenkhausia dichroua*, *Moenkhausia intermedia*, *Ctenobrycon spilurus* e *Hemigrammus diagonicus* (ano de 2010) e *Hemiodus immaculatus* (ano de 2011). Para a realização do cálculo da diversidade de Simpson, inicialmente foi calculada a dominância absoluta de espécies para cada ano por meio da seguinte fórmula:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Onde:

p_i = Abundância relativa da espécie i na amostra

$p_i = n_i / N$

Após a realização do cálculo da dominância expressa-se o índice de diversidade de Simpson através da fórmula $1/D$. Este índice em essência, captura a variância da distribuição da abundância das espécies. Assim, quando é expressa como o complemento ($1/D$), o valor da medida irá aumentar conforme a assembleia se mantém mais uniforme, variando de 0 a 1 (Magurran, 1988).

Análises estatísticas

Métricas de diversidade

Para analisar se a abundância, riqueza, dominância e diversidade se mantiveram ao longo do período estudado, foi verificado através de inspeção gráfica as modificações ocorridas nessas métricas dentro do intervalo de tempo estabelecido neste estudo. A tendência temporal dos dados foi avaliada utilizando a análise de modelos aditivos generalizados (GAM) através do pacote “mgcv” do programa

estatístico R, utilizando a função gam. O modelo aditivo é uma generalização de um modelo linear. Sendo assim, possui uma característica importante, o efeito de uma variável em uma superfície de resposta é aditivo em relação aos efeitos de qualquer outra variável (Conceição et al, 2001). No caso deste estudo foi considerada somente uma variável preditora, que foi a sequência cronológica dos anos (2003 – 2014). Quando a tendência identificada pelo GAM não foi linear, e sugeriu mudanças em intervalos de “blocos de anos” para verificar as diferenças entre os blocos, foi realizado um teste t-Student entre os “blocos de anos”. Para analisar o efeito da variabilidade hidrológica interanual sobre os atributos ecológicos, foi realizada uma análise de regressão múltipla, entre os estimadores ecológicos (variáveis dependentes) e os níveis de cota mínimo e máximo anuais (variáveis independentes).

Composição de espécies

Para verificar se a composição de espécies do sistema Catalão foi modificada ao longo do tempo, foi utilizado inicialmente a análise de coordenadas principais (PCoA). Esta técnica de ordenação permite reduzir a dimensionalidade dos dados e, assim, facilitar a interpretação de processos que envolvem muitas variáveis descritoras de objetos (Manly, 2008). Foi utilizado a composição total de todas as amostras (meses e locais) agrupadas por ano, desconsiderando as espécies com apenas uma ocorrência em toda a série temporal. Os dados de abundância foram transformados por meio de raiz quadrada, para diminuir a potencial influência de espécies abundantes. Posteriormente foi calculada uma matriz de distância de Bray-Curtis entre os anos. Para testar estatisticamente, se houve diferenças entre possíveis grupos formados pela PCoA, utilizou-se o modelo ANOSIM por meio da matriz de distância gerada. Esta análise fornece um valor para interpretação das similaridades entre os grupos, onde: $R > 0,75$ sugere grupos claramente distintos; $R > 0,50$ indica diferenças significativas porém com sobreposição entre os grupos; e $R < 0,25$ quando não há diferenças significativas entre os grupos (Clarke & Warwirck, 2001). Complementar a estas análises foi realizado uma análise de regressão múltipla entre a anomalia de abundância para as espécies com scores mais positivos e mais negativos nos grupos formados pela PCoA e a anomalia de cota para as cotas máximas e mínimas da série temporal. O cálculo da anomalia de abundância foi realizado através da subtração da abundância anual da espécie pela

média das abundâncias da espécie em toda série temporal. Para a anomalia de cota, foi realizada a subtração da cota anual (máxima ou mínima) pela média das cotas máxima ou mínima de toda a série temporal.

Afim de verificar quais fatores influenciam na composição de espécies ao longo do tempo, foi realizado uma análise de regressão simples entre o primeiro eixo da PCoA (variável dependente), e os níveis de cota mínimo e máximo de cada ano (variáveis independentes). Além disso, o efeito da similaridade na condição hidrométrica entre os anos sobre a similaridade na composição taxonômica da assembleia anual de peixes foi testado por meio de um teste de Mantel que permite comparar duas matrizes de distância derivadas de dois conjuntos de dados. A estatística r de Mantel varia de -1 a +1. Quanto maior a correlação entre as matrizes de distância, maior o valor de r . Foi feita uma matriz de distância euclidiana para a cota máxima, mínima e amplitude representando a matriz hidrológica, e uma matriz de distância de Bray-Curtis para a composição de espécies.

RESULTADOS

Nos 11 anos de coletas analisados (2003 – 2014, com exceção de 2007), foi amostrado um número total de 33.481 indivíduos distribuídos em 172 espécies sendo representados pelas ordens Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes, Synbranchiformes, Clupeiformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes e Tetraodontiformes. Com maior representatividade das famílias Characidae, Serrasalminidae, Hemiodontidae, Cichlidae, Erythrinidae e Anostomidae. Para estas ordens e famílias, as espécies mais abundantes (20), em ordem decrescente, foram *Moenkhausia dichroua*, *Moenkhausia lepidura*, *Hemigrammus diagonalis*, *Hemigrammus levis*, *Mylossoma duriventre*, *Serrapinnus micropterus*, *Ctenobrycon spilurus*, *Hyphessobrycon minimus*, *Hyphessobrycon eques*, *Odontostilbe fugitiva*, *Hemiodus immaculatus*, *Mesonauta festivus*, *Moenkhausia intermedia*, *Mylossoma aureum*, *Cichla monoculus*, *Hoplias malabaricus*, *Aphyocharax avaray*, *Rhytiodus microlepis*, *Prionobrama filigera* e *Pygocentrus nattereri* (tabela 1).

Tabela 1. Número total de exemplares das espécies mais abundantes na assembleia de peixes do Sistema Catalão durante os anos de 2003 – 2014 e suas respectivas porcentagens.

Espécies	N. de exemplares	% das espécies
<i>Moenkhausia dichroua</i>	3286	9,81
<i>Moenkhausia lepidura</i>	2711	8,10
<i>Hemigrammus diagonicus</i>	2413	7,21
<i>Hemigrammus levis</i>	2412	7,20
<i>Mylossoma duriventre</i>	2344	7,00
<i>Serrapinnus micropterus</i>	1944	5,81
<i>Ctenobrycon spilurus</i>	1725	5,15
<i>Hyphessobrycon minimus</i>	1456	4,35
<i>Hyphessobrycon eques</i>	1367	4,08
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	1283	3,83
<i>Hemiodus immaculatus</i>	1218	3,64
<i>Mesonauta festivus</i>	1100	3,29
<i>Moenkhausia intermedia</i>	970	2,90
<i>Mylossoma aureum</i>	788	2,35
<i>Cichla monoculus</i>	772	2,31
<i>Hoplias malabaricus</i>	560	1,67
<i>Aphyocharax avary</i>	497	1,48
<i>Rhytiodus microlepis</i>	482	1,44
<i>Prionobrama filigera</i>	443	1,32
<i>Pygocentrus nattereri</i>	399	1,19
Total Geral	28170	84,14%

A distribuição de frequência mensal das espécies da assembleia de peixes do sistema Catalão mostrou que poucas espécies foram muito frequentes, algumas com frequências intermediárias, e a maioria com baixa frequência dentro da série temporal (Fig.3). Nossos resultados mostram que as espécies que tiveram ocorrência relativa ($\geq 50\%$) entre 2003 a 2014, considerando os meses de janeiro a agosto, respectivamente em ordem crescente foram *Hoplias malabaricus*, *Triportheus albus*, *Triportheus auritus*, *Hyphessobrycon eques*, *Aphyocharax avary*, *Cichlasoma amazonarum*, *Synbranchus aff. lampreia*, *Pterophyllum scalare*, *Prionobrama filigera*, *Cichla monoculus*, *Moenkhausia dichroua*, *Mylossoma*

aureum, *Mesonauta festivus*, *Schizodon fasciatus*, *Ctenobrycon spilurus*, *Pyrrhulina brevis*, *Mylossoma duriventre*, *Rhytiodus microlepis*, *Serrapinnus micropterus* e *Serrasalmus maculatus*. Destacando-se a maior frequência de ocorrência para a espécie *Hoplias malabaricus* apresentando uma ocorrência relativa de 91,84% em toda a série temporal (Anexo 1)

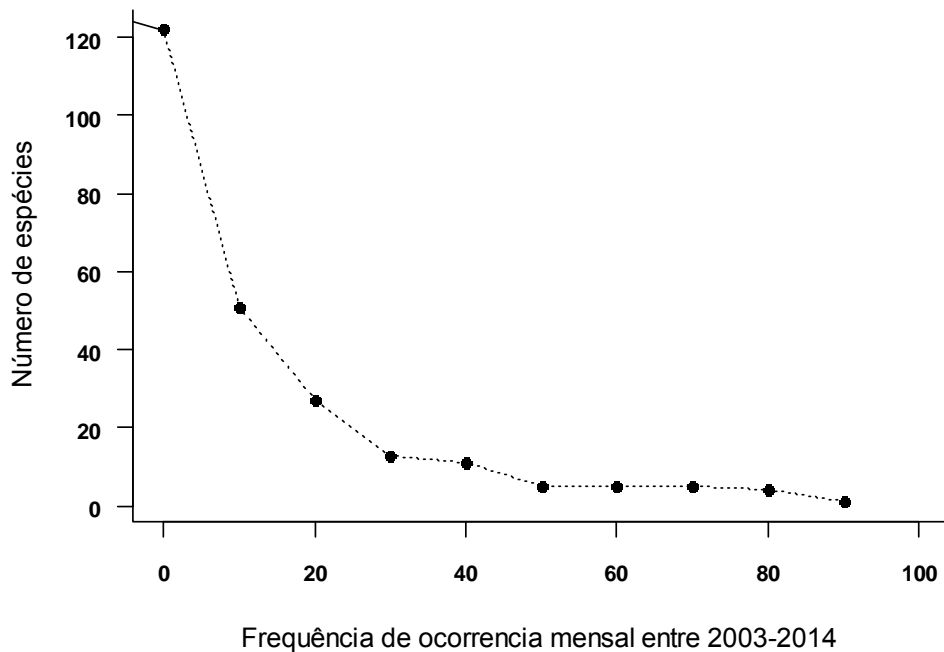


Figura 3: Número de espécies por frequência mensal na série temporal da assembleia de peixes encontradas em bancos de herbáceas no sistema Catalão. Os dados são referentes aos meses de janeiro a agosto entre 2003-2014.

Tendência temporal das métricas de diversidade da assembleia de peixes

A inspeção gráfica para verificar a tendência apresentada para os atributos da assembleia de peixes do sistema Catalão mostrou que a abundância apresentou um declínio linear negativo ao longo da série temporal. Os resultados mostraram-se significativos quanto à tendência da série temporal ($p=0,001$) com a análise explicando 61,3% da variação dos dados (Fig. 4 a, b). O ano com maior número de espécimes foi 2005, com 5308 indivíduos. Destacando maiores abundâncias para as espécies *Hyphessobrycon eques*, *Hemigrammus levis*, *Moenkhausia lepidura*, *Odontostilbe fugitiva* e *Mylossoma duriventre*. O menor valor encontrado para a abundância ocorreu no ano de 2014 com 702 indivíduos. Destacando maiores

abundâncias para as espécies *Pygocentrus nattereri*, *Mylossoma aureum*, *Serrasalmus maculatus*, *Mylossoma duriventre*, *Pyrrhulina brevis*, *Hoplias malabaricus*.

A análise da variação temporal da riqueza de espécies apresentou uma tendência distinta, não apresentando linearidade. Os resultados da análise mostraram-se significativo em relação a tendência temporal entre 2003 e 2014 ($p=0,001$) com a variação dos dados sendo explicada por 90% da análise (Fig. 4 c, d). O ano com maior número de espécies foi 2004, com 117 espécies e o ano com menor número de espécies foi em 2014 com 72 espécies, resultado similar foi verificado para o ano de 2008, com 75 espécies. Em média, o número de espécies encontrado nos anos iniciais da série temporal (2003-2006) foi de 109, maior que o valor médio nos anos finais da série temporal (2009-2014), que foi de 86. Esta diferença de 23 espécies foi estatisticamente significativa ($t = 3,78$; $p=0,006$; $gl = 7$).

A Dominância de espécies no sistema Catalão mostrou-se significativa através da tendência temporal realizada pela análise do modelo aditivo generalizado ($p=0,0003$), apresentando variações nos valores entre os anos, sendo estes resultados explicados por 98,8% da análise (Fig. 4 e, f). Os anos com maior dominância de espécies foram respectivamente 2005, 2006, e 2013, com 0,08 de dominância anual. Para estes anos as espécies que apresentaram maior dominância em relação as demais em seus respectivos anos foram *Hyphessobrycon eques*, *Hemigrammus levis* (2005), *Hyphessobrycon minimus*, *Odontostilbe fugitiva*, *Moenkhausia lepidura* (2006) e *Hemigrammus levis*, *Hemiodus immaculatus*, *Moenkhausia gracilima* (2013). A menor dominância anual foi encontrada para o ano de 2008 com o valor de 0,05, que apresentou um número relativamente baixo de espécies (75) em relação aos demais anos da série temporal e consequentemente maior uniformidade de abundâncias entre as espécies. Em média, a dominância de espécies encontrada nos anos iniciais da série temporal (2003-2006) foi de 0,07, maior que o valor médio nos anos finais da série temporal (2009-2014), que foi de 0,06. O teste T mostrou-se estatisticamente significativo em relação a diferença das médias entre os anos de 2003-2006 e 2009-2014 ($t= 2,3$; $p=0,05$; $df= 7$).

O índice de diversidade de Simpson apresenta resultados significativos referentes a tendência temporal dos dados ($p=0,0001$) apresentando maiores e menores valores de diversidade entre os anos, sendo explicado por 98,8% da

análise (Fig. 4 g, h). O maior valor de diversidade encontrado neste estudo foi de 0,95 para o ano de 2008 e o menor de 0,92 para os anos de 2005, 2006 e 2013 (Fig. 4). Os resultados do teste t mostraram-se estatisticamente significativos ($t=2,3$ $p=0,05$; $df =7$), com menores valores de diversidade para os anos iniciais 2003-2006 com média de 0,92 e para os anos de 2009-2014 a média foi de 0,93, mostrando pouca variação interanual entre 2003-2014.

As relações dos atributos da assembleia de peixes com os dois níveis de cota mostraram-se diferentes (Fig. 5). Para os atributos de abundância e riqueza de espécies, os resultados das análises de regressão múltipla mostraram-se estatisticamente significativos com tendência negativa destes atributos com maiores níveis de cota do rio entre os anos (tabela 2).

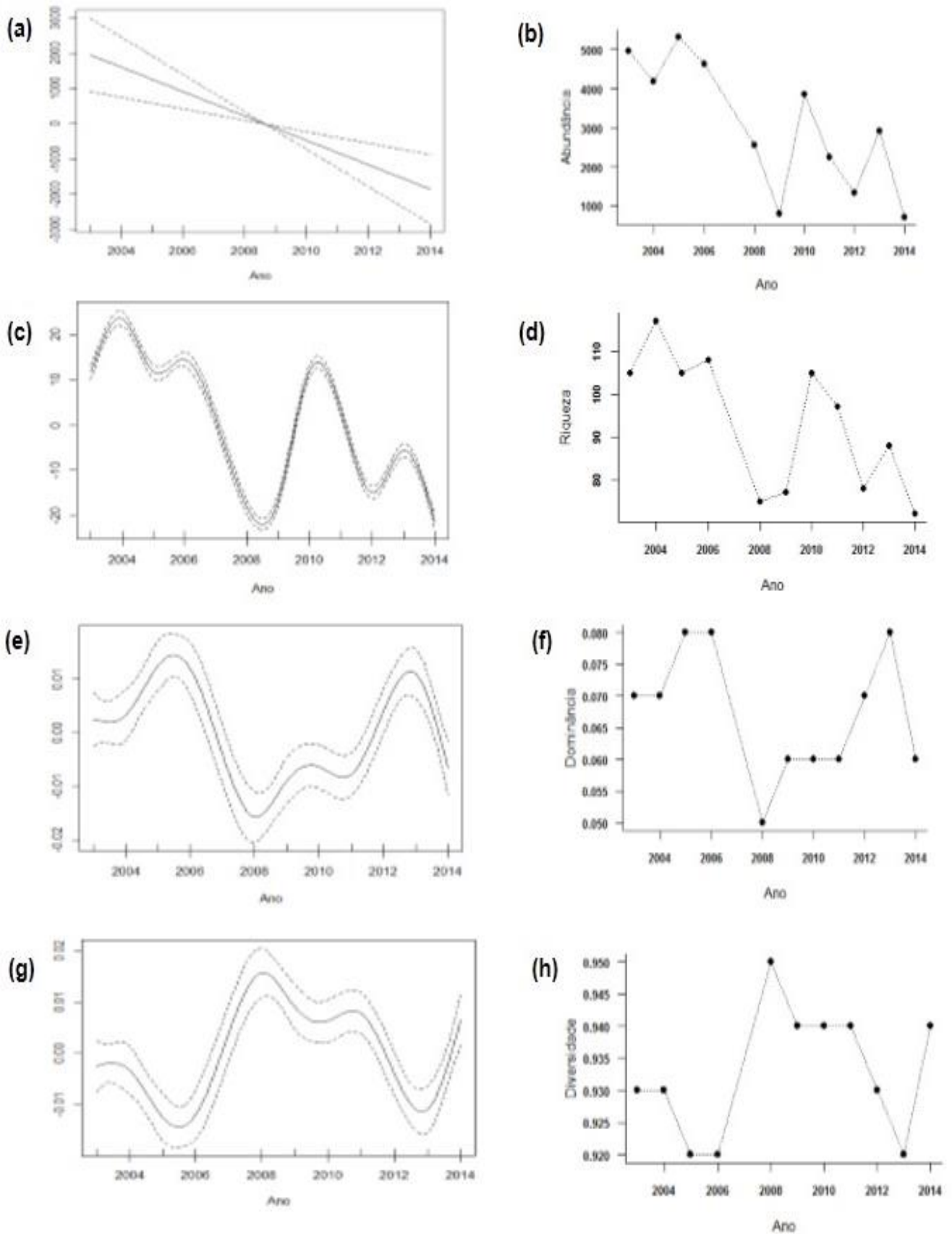


Figura 4. Tendência temporal dos atributos da assembleia de peixes do sistema Catalão entre 2003-2014; **(a, b)** abundância, **(c, d)** riqueza, **(e, f)** Dominância, **(g, h)** Diversidade

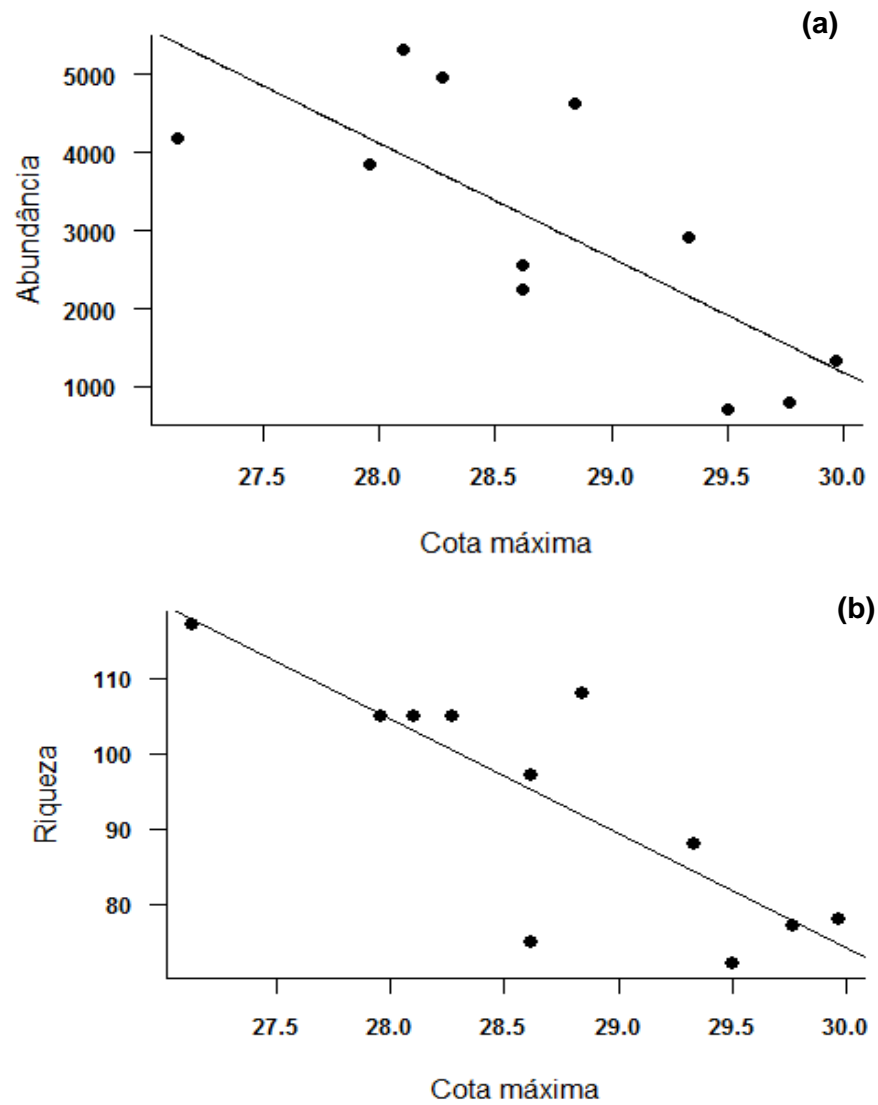


Figura 5: Relação dos atributos de abundância (a) e riqueza (b) de espécie com os níveis de cota máxima entre ao anos.

Tabela 2. Modelo de regressão múltipla entre os atributos da assembleia de peixes do Sistema Catalão e os níveis de cota do Rio Negro.

Variáveis dependentes	Variáveis independentes					
	Cota mínima			Cota máxima		
	β	R ² (%)	p-value	β	R ² (%)	p-value
Abundância	-130.0	0.49	0.5	-1489.3	0.49	0.009
Riqueza	-2.3	0.68	0.15	-15.6	0.68	0.001
Dominância	-0.0004	-0.23	0.8	-0.0009	-0.23	0.8
Diversidade	-0.0004	-0.23	0.8	-0.0009	-0.23	0.8

Composição interanual de espécies na assembleia

A análise bidimensional de coordenadas principais, (PCoA) para os dados de abundância dos onze anos de estudo, conseguiu capturar grande parte da variação dos dados de composição de espécies da assembleia, 52%, mostrando uma separação de dois grupos no primeiro eixo, com um agrupamento antes (2003 - 2006) e outro depois de 2006 (2008 - 2014) (Fig. 6).

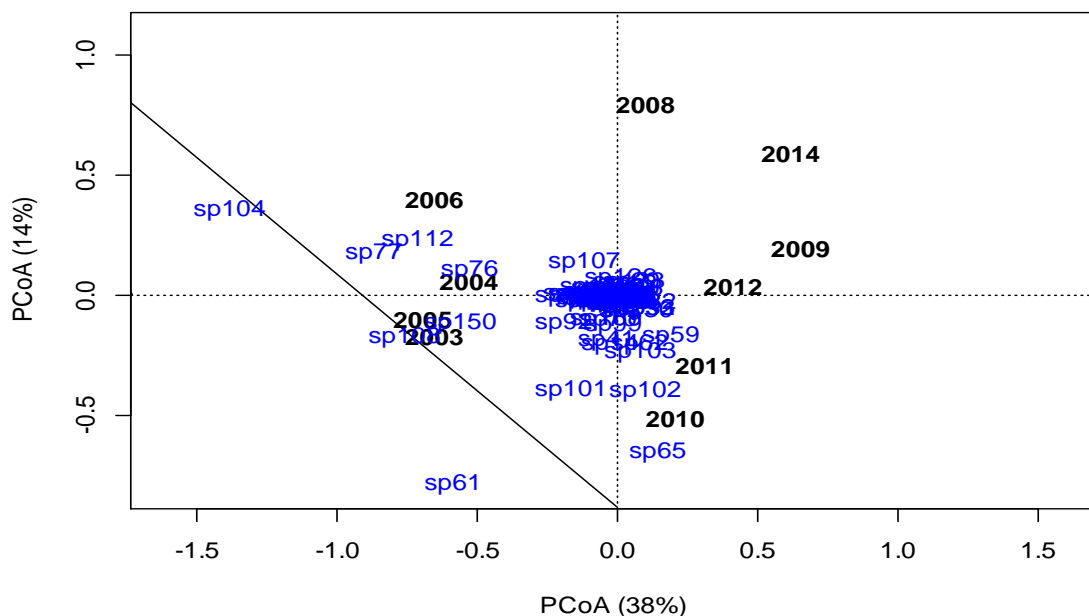


Figura 6. Composição interanual de espécies calculada por meio da análise de coordenadas principais (PCoA) para os onze anos de estudo do Sistema Catalão.

A análise de similaridade (ANOSIM), indicou que existe uma diferença significativa ($R\text{-global}=0,91$, $p=0,003$) na composição de espécies dos dois grupos mostrados pela análise de coordenadas principais (PCoA), confirmando a separação antes e depois de 2006. As espécies representantes do primeiro agrupamento (2003-2006) formado da PCoA, com maior abundância, foram *Moenkhausia dichroua* (alta captura em 2010), *Moenkhausia lepidura*, *Hemigrammus levis*, *Mylossoma duriventre*, *Serrapinnus micropterus*, *Hyphessobrycon minimus*, *Hyphessobrycon eques*, *Odontostilbe fugitiva*, *Mesonauta festivus*, *Aphyocharax avary* (tabela 3). O segundo agrupamento (2008-2014) foi representado pelas espécies *Hemigrammus diagonalis*, *Hemiodus immaculatus*, *Moenkhausia intermedia*, *Cichla monoculus*, *Hemigrammus lunatus*, *Moenkhausia gracilima* (tabela 3).

Tabela 3. Abundância de espécies predominantes para os agrupamentos formados pela análise de coordenadas principais PCoA entre 2003-2014.

Scores negativos (PCoA)			Scores positivos (PCoA)		
Espécie	Abundâncias		Espécie	Abundâncias	
	2003-2006	2008-2014		2003-2006	2008-2014
<i>M. dichroua</i>	641	2645	<i>H. diagonalis</i>	12	2401
<i>M. lepidura</i>	2457	254	<i>H. immaculatus</i>	125	1604
<i>H. levis</i>	2273	751	<i>M. intermedia</i>	98	880
<i>M. duriventre</i>	1628	716	<i>C. monoculus</i>	64	708
<i>S micropterus</i>	1277	667	<i>H. lunatus</i>	0	386
<i>H. minimus</i>	1456	0	<i>M. gracilima</i>	9	459
<i>H. eques</i>	944	423			
<i>O. fugitiva</i>	1180	103			
<i>M. festivus</i>	562	538			
<i>A. avary</i>	353	147			

Os resultados da análise de regressão múltipla entre a anomalia da abundância e anomalia das cotas mínima e máxima, mostraram que apenas as

espécies *Moenkhausia lepidura*, *Mylossoma duriventre* e *Hemigrammus levis* foram estatisticamente significativas em relação a anomalia de cota (tabela 4). Estas espécies apresentaram um declínio em abundância diretamente relacionado com o aumento da anomalia das cotas máximas anuais do rio (Fig. 7).

Tabela 4. Modelo de regressão múltipla entre a anomalia de abundância e anomalia de cota para as espécies com valores de scores mais positivos e mais negativos pela análise de coordenadas principais PCoA.

Variáveis dependentes	Cota Mínima			Cota Máxima		
	β	R ² (%)	p-value	β	R ² (%)	p-value
Scores negativos						
<i>M. lepidura</i>	-3.455	0.32	0.92	-246.670	0.32	0.03*
<i>H. minimus</i>	-51.2	0.02	0.21	-70.9	0.02	0.48
<i>O. fugitiva</i>	-37.44	-0.05	0.31	-57.09	-0.05	0.54
<i>H. eques</i>	36.33	-0.007	0.32	-71.77	-0.007	0.44
<i>S. micropterus</i>	-29.47	0.13	0.17	-63.22	0.13	0.2
<i>M. duriventre</i>	8.98	0.34	0.68	-144.812	0.34	0.03*
<i>M. dichrourea</i>	-54.06	-0.03	0.6	-311.05	-0.03	0.25
<i>H. levis</i>	56.92	0.36	0.25	-283.07	0.36	0.04*
Scores positivos						
<i>C. monoculus</i>	-4.12	-0.15	0.82	-37.3	-0.15	0.44
<i>H. diagonalis</i>	-47.17	-0.14	0.61	-162.863	-0.14	0.5
<i>H. immaculatus</i>	-70.51	0.07	0.13	4.27	0.07	0.9
<i>M. gracilima</i>	-8.87	-0.19	0.55	2.92	-0.19	0.93
<i>M. intermedia</i>	-34.49	0.11	0.17	-69.43	0.11	0.27

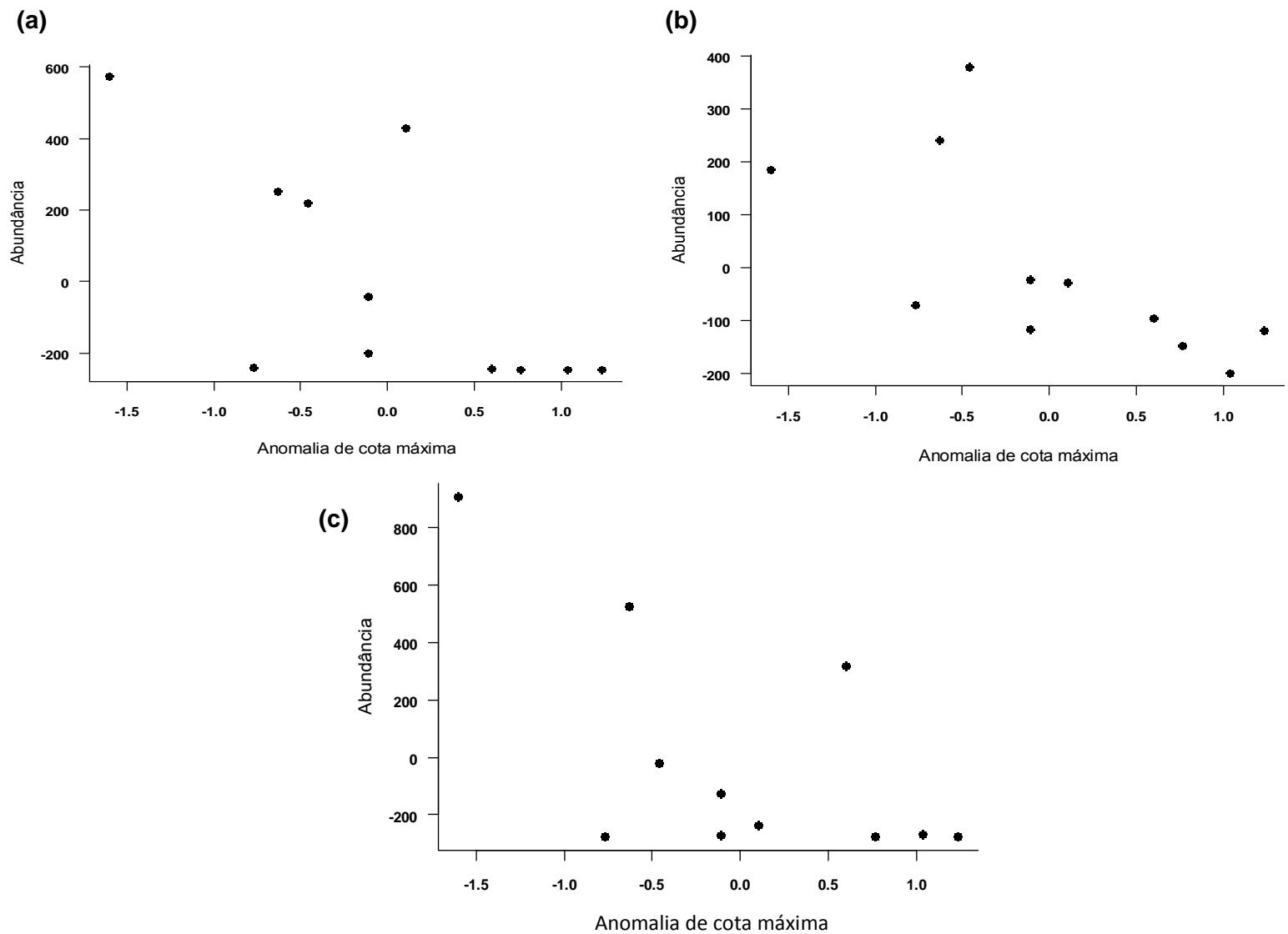


Figura 7. Relação da anomalia de abundância interanual (2003-2014) para espécies afetadas por maiores níveis de anomalia de cota máxima do rio (a) *Moenkheusia lepidura*, (b) *Mylossoma duriventre* (c) *Hemmigramus levis*.

A análise de regressão múltipla mostrou que existe relação estatisticamente significativa entre os scores negativos da análise de coordenadas principais (PCoA) com maiores níveis de cota (Tabela 5). O valor de correlação do teste de Mantel ($r=0,47$) foi significativo ($p=0,003$) entre as matrizes de distâncias comparadas. Assim, podemos verificar que anos similares quanto à hidrologia também são anos similares em relação à composição das espécies presente nos bancos de herbáceas aquáticas.

Tabela 5. Análise de regressão entre scores negativos da PCoA com níveis de cota máxima do rio.

Variáveis independentes						
Variáveis dependentes	Cota mínima			Cota máxima		
	β	R ² (%)	p-value	β	R ² (%)	p-value
Eixo 1	-0.01	-0.10	0.8	0.42	0.41	0.01*

DISCUSSÃO

Nossos resultados mostraram que as espécies da ordem Characiformes foram as mais abundantes entre 2003 a 2014. De forma geral a predominância de espécies dessa ordem em toda a série temporal, principalmente juvenis e peixes de pequeno porte (Meschiatti et al., 2000; Petry et al., 2003; Sánchez-Botero et al., 2007; Pacheco e Da-Silva, 2009) é influenciada por uma série de fatores que possibilitam as espécies dessa ordem ocupar tanto ambientes lóticos e lênticos (Cox-Fernandes & Petry, 1991; Petry et al. 2003; Soares et al, 2007) utilizando de várias estratégias para a obtenção de alimento (Merona & Rankin-de-Merona, 2004) e para reprodução (Araújo-Lima & Ruffino, 2003). Desta forma, a dominância de Characiformes sobre as demais ordens é um padrão observado na ictiofauna de regiões tropicais, em especial na bacia amazônica (Lowe-McConnell, 1999). Portanto, muitos estudos apontam a predominância de espécies desta ordem tanto rios e lagos de planície de inundação quanto em herbáceas aquáticas (Delariva et al, 1994; Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Sánchez-Botero et al, 2003; Freitas & Garcez 2004; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Chellappa et al, 2005; Granado-Lorencio et al, 2007; Baginski et al, 2007; Prado et al, 2010).

Em relação a frequência de ocorrência de espécie na série temporal, os resultados aqui encontrados mostram o padrão observado por Matthews (1998) onde sugere que na maioria das comunidades animais há poucas espécies muito frequentes e muitas espécies representadas por baixa frequência de ocorrência. Poucas espécie tiveram ocorrência $\geq 50\%$. Dentre as espécies, *Hoplias malabaricus* apresentou maior ocorrência relativa 91,84% em toda a série temporal. Esta espécie é bem adaptada à ambientes lênticos com pouca correnteza, podendo sobreviver

em ambientes pouco oxigenados e suportar grandes períodos em jejum o que contribui para sua ampla dispersão e adaptação (Azevedo & Gomes, 1943; Godoy, 1975; Barbieri, 1989; Winemiller, 1989; Carvalho et al, 2005). Portanto, os atributos dessa espécie, podem ser fator fundamental para a sua frequência de ocorrência elevada, mesmo em períodos com menores e maiores níveis de cota interanual.

A abundância de peixes diminuiu desde o primeiro ano de amostragem (2003), sendo influenciada por níveis de cotas anuais mais elevadas, ou seja, na maioria dos anos da série temporal estabelecida por este estudo, onde os níveis de cota foram elevados, a abundância de peixes ocupando bancos de herbáceas foi menor. Junk (1989) afirma que variações do nível da água, que provocam o pulso de inundação, são de fato responsáveis pela modificação das assembleias de peixes e outros organismos aquáticos de sistemas de áreas alagáveis da Amazônia. Contudo, a maior frequência de eventos com níveis de cota anuais atipicamente elevadas parece contribuir para declínio na abundância de espécies durante toda a série temporal em nosso estudo 2003-2014. Avila (2011) utilizando esse mesmo conjunto de dados do sistema Catalão para os anos entre 2003 a 2007, usou dados biológicos subdivididos pela classificação dos períodos hidrológicos para avaliar a assembleia de peixes em bancos de herbáceas aquáticas, e também observou um declínio na abundância de peixes que iniciou no ano de 2003. Corroborando com os resultados encontrados em nosso estudo, mostrando que o número de espécimes vem diminuindo entre os anos mesmo quando uma série de dados mais longa é observada.

A riqueza de espécies, assim como a abundância, foi afetada pelos maiores níveis de cotas anuais. A média do número de espécies entre 2003-2006 foi consideravelmente maior que a média do número de espécies entre 2009-2014, mostrando que a riqueza média de espécies que habitam bancos de herbáceas aquáticas vem diminuindo após o ano de 2008. Nossos resultados sugerem que esta diminuição na riqueza de espécies, pode estar relacionada com as cheias extremas ocorridas em 2009 e 2012. Vários relatórios do serviço meteorológico do Peru (www.senamhi.gob.pe), Colômbia (www.ideam.gob.co), Agencia Nacional de Águas (www.ana.gov), e o Serviço Geológico do Brasil (www.cprm.gov.br/) indicaram que a inundação extrema de 2009 afetou uma grande região da bacia amazônica, assim

como o evento de cheia extrema de 2012, sendo o maior já registrado desde 1903 (Marengo et al, 2011; Marengo et al, 2013; Gloor et al 2013).

Para os peixes que habitam bancos de herbáceas, assim como para a maioria dos organismos aquáticos em planícies de inundação, os processos ecológicos são regulados pelo aumento nível da água (Junk et al, 1989). Entretanto, a intensidade e duração de níveis elevados de cota do rio são fatores que podem exercer influências negativas para a estrutura da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas aquáticas. Zuanon (2008) aborda que eventos de cheias extremas com maior duração e intensidade, podem provocar a morte de áreas de igapó através do afogamento das raízes. Esta modificação terá consequências, principalmente para peixes que se alimentam de frutos e sementes oriundos da floresta alagada. Assim como modificação no ciclo reprodutivos de muitas espécies que utilizam a floresta alagada para desova e/ou crescimento. Smith & Kwank (2015) avaliando a resiliência da assembleia de peixes após a ocorrência de inundações externas em um rio tropical no caribe, verificaram que todas as espécies da assembleia tiveram redução em número de indivíduos após a ocorrência do evento de inundação extrema. Death (2008) aborda que inundações extremas podem afetar diretamente aumentando a mortalidade ou deslocando os organismos e indiretamente, alterando a disponibilidade de recursos alimentares e disponibilidade de habitats. Desta forma o declínio na abundância a partir de 2003 e menores valores de riqueza a partir de 2008, são efeitos causados por cheias intensas ocorridas a partir deste ano até 2014.

Outro fator a ser considerado em relação aos menores valores de abundância e riqueza para níveis maiores de cota anual, é o papel das herbáceas aquáticas como dispersores. A cheias intensas causam o aumento da velocidade da água, os lagos passam a ter maior conexão com o rio e os bancos de herbáceas se desprendem das margens, causando assim um processo de dispersão dos organismos associados a estes locais (Junk & Piedade, 1997; Leitão *et al.*, 2004). Nossos resultados, de fato suportam a ideia de que menores valores de abundância e riqueza são influenciados por maiores níveis de cota do rio. No entanto, para este estudo, fatores como disponibilidade de bancos de herbáceas, tamanho do banco, experiência nos processos de amostragem, não foram considerados. Com base em observações pessoais constata-se que, quando ocorre cheias extremas, o número

de bancos de herbáceas fica bastante reduzido, e as coletas são realizadas em bancos de pequenos tamanhos, e isso pode afetar o número de indivíduos e de espécies presentes nestes bancos amostrados.

A tendência temporal da dominância de espécies e diversidade de Simpson mostram que estes atributos da assembleia de peixes do sistema Catalão também foram modificados ao longo do tempo. Nossos resultados mostram que houve uma diminuição na dominância de espécies e conseqüentemente aumento na diversidade entre 2003-2006 e 2009-2014, respectivamente. Bevilaqua & Soares (2014) avaliando a variação temporal da composição íctica em um lago de várzea próximo a cidade de Itacoatiara, sob o efeito da seca de 2004 e a cheia de 2005, mostrou resultados similares referentes à baixa dominância de espécie entre os anos, indicando uma distribuição homogênea dos indivíduos em cada espécie. Merona (1986/87) menciona que este padrão de alta diversidade e baixa dominância é algo que pode ser relacionado para toda a bacia amazônica, o que possivelmente pode ser associado ao padrão observado para a assembleia de peixes de bancos de herbáceas do sistema Catalão. Desta forma, estudos que buscam avaliar a diversidade de peixes, tanto espacialmente na floresta inundada, lagos e herbáceas aquáticas quanto temporalmente entre variações sazonais e interanuais, podem encontrar menores valores de dominância de espécies e maiores valores de diversidade. O que sugerimos é que mesmo com as modificações do ambiente, alterações na disponibilidade de alimento e bancos de herbáceas com tamanhos reduzidos decorrentes de eventos extremos cheias e conseqüentemente dispersão dos locais onde estes organismos ficam associados, as adaptações e interações ecológicas da assembleia de peixes poderiam justificar maiores valores de diversidade ao longo do tempo.

Entretanto, estudos apontam que eventos climáticos extremos podem aumentar em frequência, resultado de mudanças climáticas globais, incluindo um aumento de frequência, duração e/ou intensidade de seca ou cheias em muitas regiões do mundo (Beniston et al., 2007). A intensidade de cheias e secas extremas em planícies de inundação, poderia modificar o ciclo de biológico das herbáceas aquáticas, diminuindo sua biomassa e persistência em lagos de várzea, influenciando assim nos organismos associados a estes ambientes. Bechê et al (2009), analisando 20 anos de dados coletados para peixes de pequeno a médio

porte em quatro locais de dois riachos da Califórnia, perceberam que em locais permanentes as espécies de peixes de pequeno porte tiveram rápida recuperação (1 a 2 anos). Entretanto, em locais efêmeros ou intermitentes a recuperação foi atrasada após os eventos de seca extrema. Segundo Magoulick & Kobza (2003), Davey & Kelly (2007) espera-se que a rápida recuperação da assembleia de peixes frente aos distúrbios de cheias e secas extremas, seja consequência da variação normal do nível do rio. Desta forma, fatores como intensidade e frequência de eventos climáticos extremos como cheias e secas, serão determinantes para a manutenção da diversidade da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas aquáticas no sistema Catalão.

A análise de coordenadas principais associada a análise de similaridade ANOSIM mostrou haver distinção ao longo do tempo e a formação de dois grupos na composição de espécies de peixes entre 2003-2014. Com o primeiro agrupamento formado pelos anos de 2003-2006 sendo representado por maior número de espécimes de *Moenkhausia dichroua*, *Moenkhausia lepidura*, *Hemigrammus levis*, *Mylossoma duriventre*, *Serrapinnus micropterus*, *Hyphessobrycon minimus*, *Hyphessobrycon eques*, *Odontostilbe fugitiva*, *Mesonauta festivus*, *Aphyocharax avary*. O segundo agrupamento foi observado nos anos de 2008-2014 sendo representado pelas espécies *Hemmigrammus diagonicus*, *Hemiodus immaculatus*, *Moenkhausia intermedia*, *Cichla monoculus*, *Hemmigrammus lunatus*, *Moenkhausia gracilima*. Os dois agrupamentos mostram uma maior expressividade de espécies de peixes de pequeno a médio porte da ordem Characiformes (10,5 – 130,7 mm CP). Em princípio, a separação entre os grupos formados pela PCoA parece ter relação com o evento de seca extrema ocorrido em 2005. É comum que existam variações temporais e sazonais no que se refere a abundância e composição de espécies (Silva et al. 2010) as quais podem variar de forma previsível ou não (Amadio & Zuanon, 2011). No entanto, a evidente separação entre os grupos pode ter inicialmente uma relação com este evento extremo que segundo Fearnside (2006 a, b) é consequência do processo de desmatamento da floresta amazônica, implicando no aumento da frequência e intensidade do fenômeno El niño desde o ano de 1976.

Estes eventos de secas extremas, como a ocorrida em 2005, podem causar queda na intensidade reprodutiva de algumas espécies (Mol, et al. 2000), alteração na dinâmica de recrutamento, migração e emigração (Garcia et al, 2001) mudanças

na composição, densidade, riqueza e biomassa (Thomé-Souza & Chao, 2004). A queda no sucesso reprodutivo dos peixes, foram verificadas também por Amadio et al (2012). Os autores verificaram que a intensidade reprodutiva de peixes de médio porte do sistema Catalão eram maiores entre os anos de 1999 a 2004 que coincidem com secas mais curtas, sofrendo modificações negativas após o evento de seca extrema no ano de 2005. Estudos mostram que fenômenos como secas extremas, podem ocorrer a cada 60 anos sendo que eventos desta magnitude já tinha sido registrados na Amazônia (Marengo et al, 2008; Zeng et al, 2008). Outro estudo mostrando os efeitos de eventos extremos de seca sobre os peixes em planície de inundação foi o realizado por Ropke et al (2016) e Ropke (2017) e sugerem que eventos de secas intensas e longas podem aumentar a mortalidade de adultos ovos e larvas, diminuindo a abundância de espécies de médio e grande porte consequentemente causando modificações na composição de espécies. Zuanon (2008) reforça que secas extremas podem diminuir a disponibilidade de alimento para algumas espécies frugívoras, organismos com menores reservas energéticas tem menor produção de ovócitos implicando assim em menor recrutamento das espécies afetadas.

Apesar de trabalhos como o de Freitas et al (2013), Röpke (2016) e Ropke et al (2017) encontrarem resultados referentes a modificação na abundância e estrutura da assembleia de peixes após a seca de 2005. Nossos resultados mostram que este evento, para a série temporal estabelecida para o presente estudo, parece não ser o principal agente causador da modificação da estrutura da assembleia de peixes associados à herbáceas aquáticas do sistema Catalão. Os resultados das nossas análises mostram que a modificação da assembleia de peixes habitando herbáceas aquáticas é decorrente de cotas maiores do nível da água. Os eventos de cheias mais pronunciadas, com cotas mais elevadas, têm se tornado cada vez mais frequentes e intensos (Marengo et al, 2013). Estes eventos, dentro da série temporal deste estudo, ocorreram em 2009, 2012, 2013 e 2014. Apesar dos resultados encontrados em nosso estudo mostrarem uma evidente modificação na composição de espécies ao longo do tempo e, que esta modificação é decorrente de cotas anuais elevadas, a resposta a esses efeitos podem ser diferente entre as espécies. Em nosso estudo, apenas as espécies *Moenkhausia lepidura*, *Mylossoma duriventre* e *Hemigrammus levis* mostraram redução em abundância o que parecem estar

relacionado aos efeitos bióticos e abióticos de maiores níveis de cotas anuais que podem modificar o ambiente, aumentando a dispersão das espécies e/ou causando alterações na intensidade reprodutiva, bem como modificações limnológicas como concentração de nutrientes, oxigênio e pH. Esses e outros fatores podem ser analisados mais profundamente em pesquisas futuras, visando melhor detalhar quais fatores relacionados a maiores níveis de cota anual do rio de fato agem sobre a maioria dos organismos associados as herbáceas aquáticas do sistema Catalão.

Este declínio na abundância das espécies ocorreram após o ano de 2006, sem mostrar acréscimo no número de indivíduos após os eventos de cheias extremas, ou seja, anos finais da série temporal 2008-2014, mostrando que estas espécies foram de fato as mais afetadas por maiores níveis de cota do rio.

A espécie *M. lepidura* possui pequeno porte chegando ao tamanho máximo de 10,5 cm abrigando-se em os bancos de herbáceas onde pode utilizar este ambiente como abrigo ou lugar de reprodução e alimentação (Pompêo et al, 1997; Sanchez-Botero et al, 2007; Giarrizzo et al, 2015). Avilla (2011), utilizando o mesmo conjunto de dados verificou que esta espécie foi dominante entre 2003 e 2007, o que representa os anos iniciais de nosso estudo. Este resultado corrobora com nosso estudo de que esta espécie de fato foi afetada por eventos atípicos de cheias extremas, visto que nossos resultados mostram que após o anos de 2008 esta espécie apresentou um declínio em suas abundâncias anuais, sem mostrar acréscimo até fim da série temporal deste estudo 2014. O que sugerimos é que menores valores de abundância para esta espécie, decorrente de maiores níveis de cotas anuais entre 2008-2014, seja efeito da perda de hábitat com qualidade para a realização de processos como reprodução e alimentação (Araújo-Lima et al, 1986; Goulding, 1998), visto que cheias extremas podem aumentar a velocidade da água deslocando e diminuindo a biomassa das herbáceas que acabam se desprendendo e deslocando-se para a calha do rio. Estes fatores podem ser relacionados para os efeitos de cotas anuais elevadas sobre a abundância de *H. levis*.

Para *M. duriventre*, estudos mostram que esta espécie possui alta fecundidade e começam a se reproduzir quando o nível da água começa a subir (Bayley & Petrere, 1989). As desovas ocorrem principalmente no canal do rio e posteriormente as larvas entram na planície de inundação (Goulding, 1980; Araujo-Lima et. al, 1993; Oliveira & Araujo-Lima, 1998). Desta forma, estes organismos não

possuem seus ciclos de vida associados a herbáceas aquáticas. Contudo, estudos como os realizados por Leite & Araújo-lima (2000), Martelo et al (2008) e Avila (2011), mostram que espécimes juvenis também são encontrados em herbáceas aquáticas. Ropke et al (2016) verificaram que para espécimes adultos desta espécie, a abundância manteve-se constante em todo o período de estudo. Portanto, os efeitos de cotas anuais elevadas entre 2008-2014, causam efeitos negativos como redução na abundância em espécimes no estado larval e juvenis de pequeno porte. Porém, sem consequências para a abundância de adultos ou esse efeito só será detectado com a adição de anos de monitoramento.

Eventos extremos entre os anos, podem de fato afetar o ciclo biológico de muitas espécies. Em nosso estudo foi verificado que a composição de espécies frente a eventos de cheias extremas foi modificada ao longo do tempo. Entretanto, poucas espécies mostraram que estes eventos são de fato responsáveis pela modificação em suas abundância. Entender como funciona o ciclo de vida de grupos funcionais dentro da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas no sistema Catalão, torna-se essencial para verificar se outros fatores além de eventos extremos, podem afetar ou gerar modificações na estrutura da assembleia de peixes associada a herbáceas aquáticas. Desta forma, sob a perspectiva dos resultados encontrados em nosso estudo, foi verificado que de fato a estrutura assembleia de peixes que habitam banco de herbáceas foi modificada ao longo por maiores níveis de cota, sem apresentar retorno ao seu estado inicial. No entanto, poucas espécies mostraram que o possível efeito desta modificação foi relacionado a maiores níveis de cota interanual, sugerindo que fatores podem influenciar na modificação da estrutura da assembleia.

CONCLUSÕES

Ao analisar a assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas aquáticas entre os anos de 2003-2014, foi verificado que os atributos como abundância, riqueza, dominância e diversidade foram modificados entre os anos. A abundância apresentou declínio a partir de 2003, sem apresentar recuperação ao término do estudo. O número de espécies foi modificado após o ano de 2008, com maiores níveis de cota sendo a principal agente causador desta modificação. A dominância apresentou uma redução após o ano de 2008, conseqüentemente a diversidade foi alterada. Porém, manteve-se com níveis elevados em quase todo o período de estudo. Para a composição de espécie, os níveis de cotas anuais elevadas, parecem ser o principal agente causador das modificações na estrutura da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas.

A estrutura da assembleia foi modificada, sem apresentar recuperação ao estado inicial. Contudo, apenas algumas espécies apresentam de fato relação com afeitos causados por níveis de cotas anuais elevadas com maior duração e intensidade. Estas evidências mostram que outros fatores podem atuar em conjunto com as cheias extremas que vem ocorrendo com maior frequência.

Desta forma, sob a perspectiva deste estudo aceitamos a hipótese de que eventos extremos modificam a estrutura da assembleia de peixes que habitam bancos de herbáceas aquáticas. Contudo, fatores bióticos e abióticos associados a eventos de cheias extremas com cotas anuais elevadas, podem agir de forma diferentes sobre cada espécie. Análises que verificam modificações na estrutura trófica dos organismos, intensidade reprodutiva, modificação do habitat, qualidade dos locais onde esses peixes ficam associados e resiliência entre os anos e sob eventos extremos tornam-se necessárias para verificar quais fatores associados a eventos extremos de cheias podem afetar a estrutura da assembleia de peixes. Bem como analisar a história de vida dessas espécies para que seja verificado como cada espécie responde a estes eventos.

Referências

Aprile, F; Darwich, A.J (2013). Nutrients and water–forest interactions in an Amazon floodplain lake: an ecological approach. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25, 169–182.

Araújo-lima, C.A.R.M.; Ruffino, M.L (2003). Peixes migradores da Amazônia brasileira. In: Carolsfield, J.; Harvey, B.; Ross, C.; Baer, A. Peixes migradores da América do Sul. Biologia, Pesca e Estado de Conservação. World Fisheries Trust, International Development Research Centre and Banco Mundial. p. 233-302.

Agostinho, A.A. *et al* (1993). Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planície de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Rev. Hidrobiol. Trop.*, Bondy, v. 26, p.79-90.

Almeida, F.F & Melo, S (2009). Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão – Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 31, 387–395.

Araujo-Lima, C. A . R. M.; Portugal, L. P. S.; Ferreira E. J. G (1986). Fish-macrophyte relations in Anavilhanas Archipelago, a black water system in the Central Amazon. *J. Fish Biol*, 29: 1-2.

Amadio, S.; Zuanon, J (2011) Efeito da seca na reprodução de peixes em área de várzea da Amazônia Central, Amazonas, Brasil. Páginas 53-56 en Saborido-Rey et al., (Eds). *Actas I Simposio Iberoamericano de Ecología Reproductiva, Reclutamiento y Pesquerías*. Vigo, España. 400 pp. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10261/39081>.

Araújo-Lima, C. A.; Portugal, L. P. S.; Ferreira, E. G (1986). Fish-macrophytes relationship in the Anavilhanas Archipelago, a black water system in the central Amazon. *Journal of Fish Biology*, 29: 1-11.

Amadio, S; Ropke, C; Santos, R.N (2012). Efeito das modificações ambientais naturais e antrópicas na reprodução de peixes amazônicos. *Ciência Animal*, 22(1): 188-196

Agostinho, A.A; Gomes, L.C; Julio, Jr (2003). Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: Thomaz, S.M; Bini, L.M. (Eds). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. *Eduem, Maringá*. 261 – 280p.

Avila, L.C (2011). Dinâmica das assembléias de peixes em bancos de macrófitas flutuantes do sistema flúvio – lacustre da área do catalão, Amazonas, Brasil. Universidade Federal do Amazonas.

Azevedo, P. Gomes, A.L (1993). Contribuição ao estudo da biologia da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794). Bol. Indústria Animal, São Paulo, 5(4):15-64.

Davey, A.J.H; Kelly, D.J (2007). Fish community to drying disturbance in an intermittent stream: a landscape perspective. *Freshwater Biology*, 52: 1719-1733

Bagley J.E *et al* (2014). Drought and Deforestation: Has Land Cover Change Influenced Recent Precipitation Extremes in the Amazon? *Journal of Climate*, 27:345-361.

Barthem, R. B; Goulding, M (1997). The catfish connection: ecology, migration, and conservation of Amazon predator. *Columbia Univ. Press*.

Bayley, P; Petrere, M (1989). Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management option. In: Dodge D. P.(Ed). *Proceeding of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106: 385-398.

Bianchini, I.Jr (2003). Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz SM , Bini LM, editors. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem*. p.85-126.

Bianchini, I.Jr; Cunha-Santino, M.B; Milan, J.A.M; Rodrigues, C.J; Dias, J.H.P (2010). Growth of *Hydrilla verticillata* (L.f) Royle under controlled conditions. *Hydrobiologia*:644:A188301-312.

Bittencourt, M.M. & Amadio, S.A (2007). Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37, 303–308

Brito, J.G; Alves, L.F; Espirito Santo, H.M.V (2014.) Seasonal and spatial variations in limnological conditions of a floodplain lake (Lake Catalão) connected to both the Solimões and Negro Rivers, Central Amazonia. *Acta Amazonica*: VOL. 44(1): 121 – 134

Baginski, L.J; Florentino, A.C; Fernandes, I.M; Penha, J.M.F & Mateus, L.A.F. 2007. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. *Biota Neotropica*. 7 (3): 233-238

Barbieri, G (1989). Dinâmica de reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythridae) da Represa de Monjolinho, São Carlos/SP. Ver. Brasil.Biol, 6(2):225-233.

Bevilaqua, D.R & Soares, M.G (2014). Variação temporal da composição íctica em lagoa de várzea, Ilha de Risco, Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Acta of Fisheries and Aquatic Resources. 2(2):17-27.

Beniston, M; David, D; Christesen, S.O.B; Ferro, C.A.T; Doyette, S; Halsnaes, T.H; Jylhã, K; Koffi, B; Palutikof, K; Scholl, R; Semmler, T; Woth, K (2007). Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. Climatic Change, 81:71–95

Bêche, L. A; Connors, P.G; Resh, V.H; Merenlender, M (2009). Resilience of fishes and invertebrates to prolonged drought in two California streams. Ecography 32: 778-788

Collins. L.S (2001). Disturbance Frequency and Community stability in native tallgrass prairie. *The American naturalist*, Vol. 155, No. 3, pp. 311-55.

Connell J.H & Sousa W.P (1983). On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist*, 121, 789–824.

Colwell, R. K & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)*. v.345, p.101-118.

Correa, S. B; Crampton, W.G.R; Chapman, L.J & Albert, J. S. (2008). A comparison of flooded forest and floating meadow fish assemblages in an upper Amazon floodplain. *Journal of Fish Biology* 72, 629–644.

Caraballo, P; Forsberg, B.R; Almeida, F.F.D. & Leite, R.G (2014). Diel patterns of temperature, conductivity and dissolved oxygen in an Amazon floodplain lake: description of a friagem phenomenon. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26, 318–331.

Conceição, G.M.S; Saldiva, P.H.N; Singer, J.M (2001) Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbimortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. *Rev. Bras. Epidemiol.* Vol. 4, Nº 3.

Clarke, K.R & Warwick, R.M (2001) Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Ed. PRIMER-E. Plymouth.

Cox-Fernandes, C. & Petry, P. 1991. A importância da várzea o ciclo de vida dos peixes migradores na Amazônia Central. In: Val, A. L., Fligliuolo, R. & Feldberg, E. (eds.) Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas. v.1, pt.4, cap.12, p.315-320.

Chellappa, S; Sá-Oliveira, J.C. & Chellappa, N.T (2005). Fish fauna of a temporary lake in an Amazonian conservation area. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17(3):283-289.

Carvalho, E.D; Marcus, L.R.; Foresti, F. & Silva, V.F.B (2005). Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 17(1):45-56.

Dibble, E.D; Thomaz, S.M (2006). A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. *Braz Arch Boil Techn* 49(3):421-428.

Durant, J.M. et al (2007). Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate research* 33, 271-283.

Do Vale, J.D (2003). Composição e abundância da ictiofauna na área do Catalão, Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Fundação Universidade do Amazonas, Manaus. 59p.

Delariva, R.L; Agostinho, A.A; Nakatani, K. & Baumgartner, G (1994). Ichthyofauna Associated to Aquatic Macrophytes in the Upper Paraná River Floodplain. *Revista Unimar*, 16: 41-60.

Death R.G (2008) Effects of floods on aquatic invertebrate communities. In: Aquatic Insects: Challenges to Populations (Eds J. Lancaster & R.A. Briers), pp. 103–121. CAB International, Oxfordshire, UK.

Esteves, F.A. (2011). Fundamentos de Limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência. 602p.

Estrada, C.H.D (2007). Aporte de matéria orgânica oriunda de planície de inundação em ambiente aquático na Amazônia central (PA). Dissertação: Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora

Esteves, K.E. & Galetti, P.M. 1994. feeding ecology of *Moenkhausia intermedia* (Pisces, Characidae) in a small oxbow lake of Mogi Guaçu river, São Paulo, Brasil. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie. 5: 2198-2204.

Espírito-Santo, H.M.V; Magnusson, W.E; Zuanon, J; Mendonça, F.P. & Landeiro, V.L. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. Freshwater Biology: 54, 536–548.

Fearnside, P.M (2009). A vulnerabilidade da floresta amazônica perante as mudanças climáticas. Conferência no VI Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Curitiba, PR. 20-24/09/2009.

Fearnside, P.M (2006), a. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. Acta Amazonica. 36(3): 395 – 400, b. A vazante na Amazônia e o aquecimento global. Ciência Hoje. 39 (231): 76-78.

Freitas, C.E.C. & Garcéz, R.C.S (2004). Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimões – Amazonas River (Amazon-Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia. 16 (3): 273 – 280.

Freitas, C. E. C., Siqueira-Souza, F. K., Humston, R. & Hurd, L. E (2013). An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. *Hydrobiologia* **705**, 159–171

Goulding, M.; Barthem, R.; Ferreira, E. (2003). The Smithsonian Atlas of the Amazon. *Smithsonian Books*, Washington e Londres.

Goulding, M; Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G (1988). Rio Negro, Rich Life in Poor Water. Amazonian Diversity and Foodchain Ecology as Seen Through Fish Communities. The Hague, *The Netherlands: Academic Publishing*. 200p.

Granado-Lourenco; Araujo-Lima & Lobón-Cervia, J (2005). Abundance distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. *Ecography*

Granado-Lorencio, C; Cervia, J.L & Araújo-Lima, C.R.M (2007). Floodplain lake fish assemblages in the Amazon River: directions in conservation biology. *Biodiversity and Conservation*. 16: 679 – 692.

Giller, S & Malmqvist, B (1998) *The Biology of Streams and Rivers* by University Oxford Press, pp.296

Godoy, M.P (1975). Peixes do Brasil; Subordem Characoidei. Piracicaba, Ed. Franciscana. 667 p.

Gloor, M.; Brienen, R. J. W.; Galbraith, D.; Feldpausch, T. R.; Schöngart, J.; Guyot, J. -L.; Espinoza, J. C.; Lloyd, J.; Phillips, O. L. (2013). Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophysical Research Letters* 40, 1729–1733.

Garcia, A.M; Vieira, J.P. & Winemiller, K.O (2001). Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *Journal of Fish Biology*. 59: 1218 – 1238.

Henderson, P.A & Crampton, W.G.R (1997). A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the upper amazon. *Journal of tropical ecology*, 13:173-198.

Hildrew A.G. (2009) Sustained research on stream communities: a model system and the comparative approach. *Advances in Ecological Research*, 41, 175–312.

Hendry-silva, G.G; Camargo, A.F.M; Pezzato, M.M (2008). Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. *Hydrobiologia* 610:153-160.

Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already. *Elsevier Science*, vol. 15, 69-5347(99)01764-4.

Junk, W.J; Bayley, P.B. & Sparks, R.E (1989). The flood pulse concept in river-floodplain system. Em: Dodge, D.P. (Ed.) *Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS)*. Canadian Specific Publish *Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110-127.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F (1997). Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk, W.J. (Ed.). *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. SpringerVerlag, Berlin, p. 147-185.

Layman, C. A & Winemiller, K.O (2005). Patterns of habitat segregation among large fishes in a Venezuelan floodplain river. *Neotropical Ichthyology* **3**, 111–117.

Ledger M.E; Edwards F.K.; Brown L.E; Milner A.M & Woodward G. (2011) Impact of simulated drought on ecosystem biomass production: an experimental test in stream mesocosms. *Global Change Biology*, 17, 2288–2297.

Lopes, A; Wittmann, F; Schöngart, J; Piedade, M.T.F (2014). Herbáceas aquáticas em seis igapós na Amazônia central: composição e diversidade de gêneros. *Rev. Geogr. Acadêmica* v.8, n.1.

Lowe-McConnell, R.H (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press. 382 pp.

Lowe-McConnel, R.H (1999). *Estudos ecológicos de comunidade de peixes tropicais: tradução Anna Emília A. De M. Vazzoler, Ângelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham*. – São Paulo: Ed. Universidade de São Paulo (coleção base)

Leite, R. G., Silva, J. V. V. da & Freitas, C. E (2006). Abundância e distribuição das larvas de peixes no Lago Catalão e no encontro dos rios Solimões e Negro, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* **36**, 557–562.

Leitão R. P.; C.T. Castanho; E.G. Martins; M. Adeney; N.L. Cunha & P.K. Lira (2004). Ictiofauna associada a bancos de macrófitas sob diferentes condições ambientais. In: Livro do curso de campo “Ecologia da Floresta Amazônica” (E. Venticinque & J. Zuanon, eds.). PDBFF/INPA, Manaus.

Malhi Y; Roberts, J.T; Betts, R.A.; Killeen, T.J; Li, W; Nobre, C.A (2008). Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319:169-172.

Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge, Cambridge University Press. 183 p.

Manly, B.J.F. 2008. Métodos estatísticos multivariados: uma introdução. 3ª Ed. Bookman, Porto Alegre, 229p.

Mol, J.H; Resida, D; Ramlal, J.S. & Becker, C.R (2000). Effects of El Niño – related drought on freshwater and brackish – water in Suriname, South America. *Environmental Biology of Fishes*. 59 : 429 – 440.

Melack, J.M & Forsberg, B.R (2001). Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. *In*: McClain, M.E., Victoria, R.L. & Richey, L.E (Eds). *The biogeochemistry of the amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty river and its basin and its role in a changing world*. Oxford university press, Oxford. p. 25-50

McKie B.G; Woodward G; Hladyz S; Nistorescu M.; Preda E; Popescu C; Giller P.S. & Malmqvist B. (2008) Ecosystem functioning in stream assemblages from different regions: contrasting responses to variation in detritivore richness, evenness and density. *Journal of Animal Ecology*, 77, 495– 504.

Morrongiello, J.R; Beatty, J.S; Bennett, C.J; Crook,A.D; Ikedife,N.E.N; Kennard,M.J; Kerezy,A; Lintermans,M; Mcneil, D.G; Pusey, B.J; Rayner,T. (2011) Climate change and its implications for Australia’s freshwater fish. *Marine and Freshwater Research*, 62, 1082–1098.

Meschiatti, A.J; Arcifa, M.S. & Fenerich – Verani, N. 2000. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*. 58: 133 – 143.

Merona, B. & Rankin-de-Merona, J (2004). Food resource partitioning in a fish community of the Central Amazon Floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2:75-84.

Matthews. W.J (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall, International Thomson Publishing. 756p.

Marengo, J.A.; Tomasella, J.; Alves, L.M.; Soares, W.R.; Rodriguez, D.A (2011). The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters* 38:L12703. doi: 10.1029/2011GL047436

Marengo, J.A.; Borma, L.S.; Rodriguez, D.A.; Pinho, P.; Soares, W.R.; Alves, L.M (2013). Recent Extremes of Drought and Flooding in Amazonia: Vulnerabilities and Human Adaptation. *American Journal of Climate Change*, 2:87-96.

Merona, B (1986/1987). Aspectos ecológicos da ictiofauna no Baixo Tocantins. *Acta Amazonica*, 16/17: 109-124

Magoulick, D.D & Kobza, R.M (2003). The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*, vol. 48, no. 7, p. 1186-1198.

Marengo, J.A; Nobre, C.A. & Tomasella, J. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *American Meteorological Society*. 21(3): 495 – 516.

Marengo, J.A, Alves L.M, Soares, W.R, Rodriguez D.A, Camargo, H, Riveros M.P, Pabló, A.D (2013). Two Contrasting Severe Seasonal Extremes in Tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. 26:9137-9154.

Martelo, J; Lorenzen,K; Crossa, M. & McGrath, D.G (2008). Habitat Associations of Exploited Fish Species in the Lower Amazon River–Floodplain System *Freshwater Biology*. 53, 2455–2464.

Neiff, J.J (1990). Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. *Interciência* 15:424-441.

Nunes de Mello, J.A. & Barros, W.G. (2001). Notas e comunicações, enchentes e vazantes do Rio Negro medidas no Porto de Manaus, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*. 31 (2): 331 – 337.

Neiff, J.J; Neiff, A.P. & Verón, M.B.C (2009). The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotropical Ichthyology*. 7 (1): 39 – 48.

Ormerod S.J. (2009) Climate change, river conservation and the adaptation challenge. *Aquatic Conservation*, 19, 609–613.

Oliveira, E. C; Araujo-Lima, C.A.R.M (1998). Distribuição espacial e temporal das larvas de *Mylossoma duriventre* e *M. aureum* no rio Amazonas. *Rev. Brasileira de Biologia*. 58(3): 280-291.

Pelicice, F.M; Agostinho, A.A; Thomaz, S.M (2005). Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plants biomass and diel period. *Acta Oecologica* , 27:9-16.

Perkins D.M; Reiss J; Yvon-Durocher G. & Woodward G. (2010) Global change and food webs in running waters. *Hydrobiologia*, 657, 181–198.

Petry, A. C; Agostinho, A. A. & Gomes, L.C (2003). Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology* 1, 111–119.

Petry, P; Bayley, P.B & Markle, D.F (2003). Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology* 63, 547–579.

Piedade, M.T.F. 1995. Influência do pulso de cheias e vazantes na dinâmica ecológica de áreas inundáveis. Projeto de Pesquisa Dirigida. Brasília: INPA.

Piedade, M.T.F; Junk, W.J (1991). The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the amazon floodplain. *BMC Ecol* 72(4) : 1456-1463.

Prado, K.L.L.; Carlos Freitas E.C; Soares, M.G.M (2010). Assembléias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. Universidade Federal do Amazonas, Manaus. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus – AM, Brasil. Revista *Biotemas*.

Prado, K.L.L; Freitas, C.E.C; Soares, M.G.M (2009) Assembleias de peixes associadas a diferentes bancos de macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. Revista Colombiana de *Ciencia Animal*, 1: 185-201.

Prado, K.L.L; Freitas, C.E.C; Soares, M.G.M. (2010). Assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. Revista *Biotemas*, 23: 131-142.

Pompeô, M.L.M; Henry, R; Moschini-Carlos, V. & Padovani, C.R (1997). A influência da macrófita aquática *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitchcock nas características

físicas e químicas da água na zona de desembocadura do Rio Paranapanema na Represa de Jurumirim – SP. *Revista Brasileira de Ecologia*. 1: 44 - 53.

Pacheco, E.B. & Da-Silva, C.J. (2009) Fish associated with aquatic macrophytes in the Chacororé – Sinhá Mariana Lake system and Mutum River, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 69 (1): 101 – 108.

Ricklefs, R.E. (2013). *A Economia da Natureza*. 6ª ed. Editora *Guanabara Koogan*, Rio de Janeiro.

Reiss J; Bailey R.A.; Perkins D.M; Pluchinotta A. & Woodward G. (2011) Testing effects of consumer richness, evenness and body size on ecosystem functioning. *Journal of Animal Ecology*, 80, 1145–1154.

Rizze, R; Lopes, P & Maldonado, F (2001). Influência dos Fenômenos “El Niño” e “La Niña” no rendimento da cultura da Soja no RS. Dissertação (sensoriamento remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos.

Rodríguez, M. A & Lewis, W.M. (1994). Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia* 99, 166–180.

R Development Core Team (2010). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.

Ropke, C.P; Amadio, S.A; Winemiller, K.O; Zuanon, J (2016). Seasonal dynamics of the fish assemblage in a floodplain lake at the confluence of the Negro and Amazon Rivers. *Journal of fish biology* 89, 194-212

Ropke, C.P; Amadio, S.A; Zuanon, J; Ferreira, E.J.G, Deus, C.P; Pires, T.H.S; Winemiller, O (2017). Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Scientific Reports* | 7:40170.

Rodríguez, M. A; Lewis, W.M. Jr. (1997). Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 67, 109–128.

Richey, J.E; Nobre, C; Deser, C. (1990) - Amazon River discharge and climate variability: 1903 to 1985. *Science*, 246: 101-103.

Sánchez-Botero & Araújo-Lima. Carlos A. R. M (2001). As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta amazônica* 31(3): 437-447.

Statzner B & Bêche L.A. (2010) Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55, 80–119.

Sánchez-Botero.J.I; Farias, M.L; Piedade, M.T; Garcez, D.S (2003). Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil *Acta Scientiarum. Biological Sciences* Maringá, v. 25, no. 2, p. 369-375.

Sánchez-Botero, J.I; Leitão, R.P; Caramaschi, E.P. & Garcez, D.S. 2007. The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas 42

Smith, W. E., & T. J. Kwak (2015). Tropical insular fish assemblages are resilient to flood disturbance. *Ecosphere* 6(12):279.

Siqueira-Souza, F. K. & Freitas, C. E. C (2004). Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões River. *Brazilian Journal of Biology* 64(3A): 501-510.

Silva, F.R; Ferreira, E.J.G & Deus, C.P. 2010. Structure and dynamics of stream fish communities in the flood zone of the lower Purus River, Amazonas State, Brazil. *Hydrobiologia*. 651:279–289.

Tejerina-Garro, F. L; Fortin, 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.

Taniguchi, H; Takano, S; ToKeshi, M (2003). Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Fresh Biol* 48:718-72.

Thomaz, S.M; Pierini S.A; Chambers, P.A; Pereira, G (2007). Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. *Aquat bot* 86:191-196

Tilman, D. (1989). Ecological experimentation: strengths and conceptual problems. Pages 136–157 in G. E. Likens, ed. *Long-term studies in ecology: approaches and alternatives*. Springer, New York.

Thomé-Souza, M.J.F. & Chao, N.L. (2004). Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of the 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2 (3): 127 – 136.

Vieira, L.G.G; Bini, L.M; Velho, L.F.M; Mazão, G.R (2007). Influence of spatial complexity on the density and diversity of periphytic rotifers, microcrustaceans and testate amoebae. *Fundam Appl Limnol* 170:77-85.

Welcome, R.L (1985). Welcome, RL. *River fisheries*. Technological Paper 262. Rome: FAO Fishery Resources and Environment Division, *River fisheries*. Technological Paper 262,p. 1985. 330

Woodward G. (2009) Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology*, 54, 2171–2187.

Woodward, G; Bonada, N; Feeley, H.B; Giller, S.P (2015). Resilience of a stream community to extreme climatic events and long-term recovery from a catastrophic flood. *Freshwater Biology* (2015) 60, 2497–2510

Wetzel RG. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3th ed. San Diego: academic Press.

Winemiller, K.O (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81: 225–241

Zeng, N; Yonn, J; Marengo, J.A; Subramaniam, A; Nobre, C.A; Mariotti, A. & Neelin, J.D (2008). Causes and impacts of the 2005 Amazon drought. *Environmental Research Letters*. 3 : 1 – 9.

Zuanon, J (2008). Peixes, pesca e clima na Amazônia: um ensaio sobre os efeitos das mudanças climáticas globais sobre os recursos pesqueiros na região do Rio Negro Rio negro. *Manaus e as mudanças climáticas*, Amazonas, Brasil, p.31

ANEXO I

Anexos I – Relação da frequência de ocorrência das espécies do Sistema Catalão entre 2003 - 2014

Espécies	Ocorrência	% das espécies
<i>Acantodoras spinosissimus</i>	1	2,04
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	1	2,04
<i>Agamyxis pectinifrons</i>	1	2,04
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	1	2,04
<i>Anchoviella jamesi</i>	1	2,04
<i>Anostomoides laticeps</i>	1	2,04
<i>Apistogramma gephyra</i>	1	2,04
<i>Auchenipterus britskii</i>	1	2,04
<i>Brachyhyopomus bennetti</i>	1	2,04
<i>Calophysus macropterus</i>	1	2,04
<i>Carnegiella marthae</i>	1	2,04
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	1	2,04
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	1	2,04
<i>Charax caudomaculatus</i>	1	2,04
<i>Charax gibbosus</i>	1	2,04
<i>Cheirodon traeneri</i>	1	2,04
<i>Crenicichla lugubris</i>	1	2,04
<i>Crenicichla notophthalmus</i>	1	2,04
<i>Crenuchus spilurus</i>	1	2,04
<i>Curimata vittata</i>	1	2,04
<i>Curimatella dorsalis</i>	1	2,04
<i>Curimatopsis crypticus</i>	1	2,04
<i>Cyphocharax vexillapinnus</i>	1	2,04
<i>Dianema longibarbis</i>	1	2,04
<i>Epapterus dispilurus</i>	1	2,04
<i>Galeocharax goeldi</i>	1	2,04
<i>Galeocharax gulo</i>	1	2,04
<i>Hemiodus atranalis</i>	1	2,04
<i>Heterocharax macrolepis</i>	1	2,04
<i>Hyphessobrycon hasemani</i>	1	2,04
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	1	2,04
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	1	2,04
<i>Hypoptopoma thoracatum</i>	1	2,04
<i>Laemolyta taeniata</i>	1	2,04
<i>Loricariichthys maculatus</i>	1	2,04
<i>Metynnis altidorsalis</i>	1	2,04
<i>Microschessobrycon melanotus</i>	1	2,04
<i>Moenkhausia icol</i>	1	2,04
<i>Myloplus asterias</i>	1	2,04
<i>Nannostomus trifasciatus</i>	1	2,04

<i>Opsodoras stuebelii</i>	1	2,04
<i>Oxidoras niger</i>	1	2,04
<i>Oxydoras eigenmanni</i>	1	2,04
<i>Paragoniates alburnus</i>	1	2,04
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	2,04
<i>Potamorrhaphis eigenmanni</i>	1	2,04
<i>Pristigaster whiteheadi</i>	1	2,04
<i>Prodontocharax alleni</i>	1	2,04
<i>Pseudotylosurus microps</i>	1	2,04
<i>Pyrrhulina nigrofasciata</i>	1	2,04
<i>Rhabdolichops caviceps</i>	1	2,04
<i>Rhamphichthys drepanium</i>	1	2,04
<i>Rhytidodus argenteofuscus</i>	1	2,04
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	1	2,04
<i>Satanoperca lilith</i>	1	2,04
<i>Serrasalmus altispinis</i>	1	2,04
<i>Serrasalmus compressus</i>	1	2,04
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	1	2,04
<i>Serrasalmus elongatus</i>	1	2,04
<i>Serrasalmus hastatus</i>	1	2,04
<i>Sorubim elongatus</i>	1	2,04
<i>Sorubimichthys planiceps</i>	1	2,04
<i>Stethaprion crenatum</i>	1	2,04
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	1	2,04
<i>Trachydoras steindachneri</i>	1	2,04
<i>Triportheus culter</i>	1	2,04
<i>Tympanopleura atronasus</i>	1	2,04
<i>Acarichthys heckelii</i>	2	4,08
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	2	4,08
<i>Amaralia hypsiura</i>	2	4,08
<i>Brycon amazonicus</i>	2	4,08
<i>Cetopsis candiru</i>	2	4,08
<i>Corydoras bilineatus</i>	2	4,08
<i>Crenicichla semicincta</i>	2	4,08
<i>Curimata inornata</i>	2	4,08
<i>Hemiodoras stenopeltis</i>	2	4,08
<i>Hemiodus argenteus</i>	2	4,08
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	2	4,08
<i>Jurengraulis juruensis</i>	2	4,08
<i>Myleus setiger</i>	2	4,08
<i>Nemadoras humeralis</i>	2	4,08
<i>Orthosternarchus tamandua</i>	2	4,08
<i>Ossancora punctata</i>	2	4,08
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	2	4,08
<i>Piaractus brachypomus</i>	2	4,08
<i>Pimelodella altipinnis</i>	2	4,08

<i>Pimelodella cf, cristata</i>	2	4,08
<i>Potamorhina altamazonica</i>	2	4,08
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	2	4,08
<i>Psectrogaster essequibensis</i>	2	4,08
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	2	4,08
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	2	4,08
<i>Sorubim maniradii</i>	2	4,08
<i>Trachydoras brevis</i>	2	4,08
<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	3	6,12
<i>Caquetaia spectabilis</i>	3	6,12
<i>Chalceus erythrurus</i>	3	6,12
<i>Curimatella alburna</i>	3	6,12
<i>Distocyclus conirostris</i>	3	6,12
<i>Geophagus proximus</i>	3	6,12
<i>Gymnocorymbus thayeri</i>	3	6,12
<i>Gymnotus carapo</i>	3	6,12
<i>Hoplosternum littorale</i>	3	6,12
<i>Hyphessobrycon copelandi</i>	3	6,12
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	3	6,12
<i>Leptagoniates pi</i>	3	6,12
<i>Metynnis hypsauchen</i>	3	6,12
<i>Moenkhausia cotinho</i>	3	6,12
<i>Myloplus torquatus</i>	3	6,12
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	3	6,12
<i>Rhabdolichops eastwardi</i>	3	6,12
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	3	6,12
<i>Rineloricaria phoxocephala</i>	3	6,12
<i>Stethaprion erythroptis</i>	3	6,12
<i>Anchoviella guianensis</i>	4	8,16
<i>Anodus elongatus</i>	4	8,16
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	4	8,16
<i>Boulengerella maculata</i>	4	8,16
<i>Hemigrammus bellottii</i>	4	8,16
<i>Hyphessobrycon bentosi</i>	4	8,16
<i>Lycengraulis batesii</i>	4	8,16
<i>Zungaro zungaro</i>	4	8,16
<i>Agoniates anchovia</i>	5	10,20
<i>Anadoras grypus</i>	5	10,20
<i>Aptereronotus bonapartii</i>	5	10,20
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	5	10,20
<i>Centromochlus heckelii</i>	5	10,20
<i>Charax tectifer</i>	5	10,20
<i>Cyphocharax plumbeus</i>	5	10,20
<i>Hyphessobrycon minimus</i>	5	10,20
<i>Hypostomus plecostomus</i>	5	10,20
<i>Ilisha amazonica</i>	5	10,20

<i>Leporinus fasciatus</i>	5	10,20
<i>Oxyropsis wrightiana</i>	5	10,20
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	5	10,20
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	5	10,20
<i>Serrasalmus sp,n, "robertsoni"</i>	5	10,20
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	5	10,20
<i>Tympanopleira brevis</i>	5	10,20
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i>	6	12,24
<i>Copella nigrofasciata</i>	6	12,24
<i>Curimatopsis macrolepis</i>	6	12,24
<i>Cynodon gibbus</i>	6	12,24
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	6	12,24
<i>Metynnis lippincottianus</i>	6	12,24
<i>Microphilypnus ternetzi</i>	6	12,24
<i>Pellona flavipinnis</i>	6	12,24
<i>Potamorhina latior</i>	6	12,24
<i>Pterodoras porosus</i>	6	12,24
<i>Rivulus obscurus</i>	6	12,24
<i>Sternarchella schotti</i>	6	12,24
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	6	12,24
<i>Hemigrammus lunatus</i>	7	14,29
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	7	14,29
<i>Leporinus trifasciatus</i>	7	14,29
<i>Metynnis maculatus</i>	7	14,29
<i>Phenocogaster cf, pectinatus</i>	7	14,29
<i>Potamorhina altamazonica</i>	7	14,29
<i>Serrapinnus microdon</i>	7	14,29
<i>Sternopygus macrurus</i>	7	14,29
<i>Astronotus crassipinnis</i>	8	16,33
<i>Crenicichla inpa</i>	8	16,33
<i>Curimatella meyeri</i>	8	16,33
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i>	8	16,33
<i>Eigenmannia macrops</i>	8	16,33
<i>Laemolyta proxima</i>	8	16,33
<i>Nannostomus digrammus</i>	8	16,33
<i>Satanoperca jurupari</i>	8	16,33
<i>Thoracocharax stellatus</i>	8	16,33
<i>Acaronia nassa</i>	9	18,37
<i>Colossoma macropomum</i>	9	18,37
<i>Hemigrammus haraldi</i>	9	18,37
<i>Metynnis argenteus</i>	9	18,37
<i>Abramites hypselonotus</i>	10	20,41
<i>Copella nattereri</i>	10	20,41
<i>Eigenmannia limbata</i>	10	20,41
<i>Heros notatus</i>	10	20,41
<i>Metynnis luna</i>	10	20,41

<i>Prochilodus nigricans</i>	10	20,41
<i>Sorubim lima</i>	10	20,41
<i>Synbranchus madeirae</i>	10	20,41
<i>Charax michaeli</i>	11	22,45
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	11	22,45
<i>Hypseleacara temporalis</i>	11	22,45
<i>Iguanodectes spilurus</i>	11	22,45
<i>Ossancora asterophysa</i>	11	22,45
<i>Roeboides biserialis</i>	11	22,45
<i>Semaprochilodus insignis</i>	11	22,45
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	12	24,49
<i>Hypoptopoma incognitum</i>	12	24,49
<i>Pimelodus blochii</i>	12	24,49
<i>Aequidens tetramerus</i>	13	26,53
<i>Colomesus asellus</i>	13	26,53
<i>Moenkhausia intermedia</i>	13	26,53
<i>Steatogenys elegans</i>	13	26,53
<i>Aphyocharax pusillus</i>	14	28,57
<i>Eigenmannia cf. trilineata</i>	14	28,57
<i>Rineloricaria castroi</i>	14	28,57
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	14	28,57
<i>Trachelyopterus porosus</i>	14	28,57
<i>Corydoras hastatus</i>	15	30,61
<i>Moenkhausia gracilima</i>	15	30,61
<i>Parapteronotus hasemani</i>	15	30,61
<i>Roeboides myersi</i>	15	30,61
<i>Brachyhyopomus walteri</i>	16	32,65
<i>Moenkhausia collettii</i>	16	32,65
<i>Nannostomus unifasciatus</i>	18	36,73
<i>Roeboides affinis</i>	18	36,73
<i>Serrasalmus elongatus</i>	18	36,73
<i>Apistogramma agassizii</i>	19	38,78
<i>Hemiodus immaculatus</i>	19	38,78
<i>Nannostomus eques</i>	19	38,78
<i>Pygocentrus nattereri</i>	19	38,78
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	20	40,82
<i>Apistogramma eunotus</i>	21	42,86
<i>Hemigrammus diagonicus</i>	21	42,86
<i>Heros spurius</i>	21	42,86
<i>Moenkhausia lepidura</i>	21	42,86
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	21	42,86
<i>Leporinus friderici</i>	22	44,90
<i>Hemigrammus levis</i>	23	46,94
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	23	46,94
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	24	48,98
<i>Triportheus angulatus</i>	24	48,98

<i>Triportheus albus</i>	25	51,02
<i>Triportheus auritus</i>	27	55,10
<i>Hyphessobrycon eques</i>	28	57,14
<i>Aphyocharax avary</i>	29	59,18
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	29	59,18
<i>Synbranchus aff, lampreia</i>	30	61,22
<i>Pterophyllum scalare</i>	31	63,27
<i>Prionobrama filigera</i>	32	65,31
<i>Cichla monoculus</i>	34	69,39
<i>Moenkhausia dichroura</i>	34	69,39
<i>Mylossoma aureum</i>	36	73,47
<i>Mesonauta festivus</i>	38	77,55
<i>Schizodon fasciatus</i>	38	77,55
<i>Ctenobrycon spilurus</i>	39	79,59
<i>Pyrhulina brevis</i>	39	79,59
<i>Mylossoma duriventre</i>	40	81,63
<i>Rhytiodus microlepis</i>	40	81,63
<i>Serrapinnus micropterus</i>	40	81,63
<i>Serrasalmus maculatus</i>	42	85,71
<i>Hoplias malabaricus</i>	45	91,84
