

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

**COLONIZAÇÃO DE ILHAS ARTIFICIAIS DE HERBÁCEAS AQUÁTICAS
POR PEIXES NO LAGO CATALÃO, AMAZONAS, BRASIL**

Silvia Imaculada Barros da Rocha

Manaus - AM

Junho, 2018

SILVIA IMACULADA BARROS DA ROCHA

**COLONIZAÇÃO DE ILHAS ARTIFICIAIS DE HERBÁCEAS AQUÁTICAS
POR PEIXES NO LAGO CATALÃO, AMAZONAS, BRASIL**

Orientadora: Dra. Sidinéia Aparecida Amadio

Coorientadora: Dra. Cláudia Pereira de Deus

Coorientador: Dr. Tiago Henrique da Silva Pires

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 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 - AM

Junho, 2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Catalogação na Publicação (CIP-Brasil)

R672c Rocha, Sílvia Imaculada Barros da
Colonização de ilhas artificiais de herbáceas aquáticas por peixes no
Lago Catalão, Amazonas, Brasil / Sílvia Imaculada Barros da Rocha;
orientadora: Sidinéia Aparecida Amadio; coorientadores Cláudia Pereira
de Deus, Tiago Henrique da Silva Pires. - Manaus: [s. l.], 2018.

1,2MB
49 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. Coocorrência de espécies. 2. Peixes. I. Amadio, Sidinéia Aparecida. II.
Deus, Cláudia Pereira de. III. Pires, Tiago Henrique da Silva. IV. Título

CDD 597.8113

Sinopse:

O processo de colonização por peixes em ilhas artificiais de herbáceas aquáticas foi avaliado experimentalmente, a fim de esclarecer se a montagem de comunidades locais, no período de águas altas, é previsível em um ambiente de planície de inundação na Amazônia brasileira.

DEDICATÓRIA

*À minha filha, Ana Luísa, com todo o
meu amor.*

EPÍGRAFE

Amazônia

Nos teus rios quero navegar
O teu ar respirar
Tua beleza contemplar
Embalando os sonhos meus
De ver-te sempre verdejante
Parte integrante
Deste país gigante
Que luta pra manter-te inteira
Intacta, linda, majestosa
Amazônia
Nossa sempre serás!

(Adaptado de Mazé Carvalho)

AGRADECIMENTOS

Agradeço de todo o meu coração à minha família, que mesmo de longe, torce por mim, enviando orações e boas vibrações. Em especial à minha mãe, Maria Nilma, por ser a pessoa que mais acredita em mim, que sempre me incentiva a continuar e que me dá total apoio. Crescer vendo minha mãe lutar por tudo aquilo que queria e vencendo todas as dificuldades é a minha maior inspiração. E ao meu pai, José (*in memoriam*), que recentemente nos deixou de forma tão repentina, sem que eu pudesse ao menos me despedir. Obrigada por tudo, pai!

À minha filha, Ana Luísa, que é o maior presente dessa vida para mim. É de você, filha, que vem a minha força e a motivação. Tantas vezes cogitei desistir, mas foi em você que pensei para não fazer isso. É difícil abdicar de acompanhar a tua rotina e o teu desenvolvimento de perto, mas é necessário, porque somente através dos estudos posso garantir um futuro melhor para nós duas. Espero que um dia você compreenda e perdoe as minhas ausências. Espero que um dia você se orgulhe de onde cheguei. E espero ir além por você. Obrigada pelo teu sorriso que diariamente alegra o meu ser, obrigada pelo teu abraço que renova as minhas forças, obrigada por existir. Por você, tudo vale a pena.

Às minhas orientadoras, Sidineia e Cláudia, por simplesmente serem mulheres maravilhosas, excelentes pesquisadoras e pessoas de luz. Obrigada por aceitarem me orientar, por me acompanharem durante todo esse processo, por me compreenderem e por serem amigas. Eu aprendi muito com vocês. Obrigada por cada conselho, por cada palavra, por cada ensinamento. Se eu consegui concluir este trabalho, foi graças a ajuda de vocês. A vocês, minha enorme gratidão e admiração!

Ao meu coorientador, Tiago Pires, que prontamente aceitou colaborar conosco neste trabalho, a sua contribuição foi de extrema importância. Obrigada por ter me ensinado tanta coisa de desenho experimental, de estatística e de Ecologia. Obrigada por ter sido paciente comigo e por ter dito palavras de ânimo no momento certo. Minha gratidão e satisfação por você ter participado disso com a gente.

Ao professor Jansen Zuanon, por tudo que me ensinou e por ter feito a identificação dos meus peixinhos. Obrigada pelas valiosas contribuições neste estudo, sou muito honrada em poder contar com sua ajuda. Eu tenho muita admiração por você, um pesquisador com tanto conhecimento, mas que é de uma simplicidade ímpar. Obrigada

por cada ensinamento. Obrigada por ter ouvido cada lamento meu e ter me acalmado. Obrigada por cada abraço de conforto.

Aos professores do PPG BADPI, por tamanha dedicação em compartilhar conhecimentos e experiências com os seus alunos, contribuindo com o desenvolvimento e aperfeiçoamento dos nossos projetos de pesquisa.

Aos colegas do Laboratório de Dinâmica Populacional de Peixes, com vocês aprendi muito sobre os peixinhos e assuntos diversos.

Ao seu Arnóbio, técnico do Laboratório de Ecologia de Comunidades de Peixes, por ter me auxiliado e ter sido tão paciente comigo e minha bagunça de cordas de sisal huahua.

À equipe da base de pesquisa do Inpa no Catalão (técnicos, seguranças e pescadores), por sempre me receberem muito bem em campo e por terem sido solícitos comigo.

Aos pescadores da comunidade do Catalão, Missi e Rubens, por terem me ajudado com a execução do experimento. Vocês me ensinaram muita coisa em campo, muito obrigada. Apesar de trabalhosa, essa foi uma experiência de muito aprendizado para mim, além de muito divertida também, graças ao bom humor de vocês.

A todos do Laboratório de Plâncton, do qual eu era agregada (mas Nelson falou que eu já era aluna de lá huahua). Muito obrigada por tantos cafés e bate papos descontraídos, eu dei muita risada com vocês.

À turma de mestrado BADPI – 2016 e agregados (Alany, Boris, entre outros doutorandos), foi bom aprender ao lado de vocês. Obrigada pelos bons momentos em sala e na disciplina de campo.

À minha família BADPI, Josilene, Jamerson, Claudiane e Cíntia (*in memoriam*). A nossa conexão foi tão forte, que de fato nos tornamos uma família. Eu nunca vou esquecer dessa jornada que vivemos juntos. Comemoramos a alegria um do outro, choramos juntos nos momentos mais tristes, demos força um ao outro nas horas de maior dificuldade. Eu só consigo pensar em como vocês foram importantes para mim nesse processo, e o meu coração se enche de gratidão. Obrigada por terem tornado os meus dias mais leves e cheios de alegria. Agradeço também à Priscilla e Alany, pela amizade e cumplicidade de sempre.

Josilene, pesquisadora renomada das algas, principalmente diatomáceas, fluente em inglês e espanhol e manjadora das estatísticas huahua. Eu já te falei inúmeras vezes, mas quero deixar registrado aqui também o meu carinho, admiração e gratidão por você. Muito, muito, muito obrigada por tudo. Obrigada pelo cuidado constate, pelos puxões de orelha, por me ouvir pacientemente sempre, por se preocupar comigo, por me ajudar, por me fazer sorrir diariamente, por ter trazido mais luz para minha vida e por ser essa amiga que tu és. Tô com saudade, volta pra Manaus.

Jamerson, meu irmão, já te disse que você é meu orgulho, né? Huahuahua, pois é, que sorte a minha ter conhecido você e ter aprendido tanto contigo. Demos tantas risadas juntos, assim como muitos abraços apertados de 10 segundos, que nos reiniciava, lembra? Eu só tenho a agradecer, por tua paciência comigo, pelos abraços, pelas conversas, pelo cuidado. Te considero um irmão de verdade e por isso desejo tua felicidade sempre.

Clau, obrigada por tudo, morro de saudade dos teus abraços *confort* (cheirosos e fofinhos huahua).

E Cíntia (*in memorian*), nos demos bem de primeira, lembro de você marrenta do jeito que era e eu rindo das tuas palhaçadas. Não consigo nem explicar nossa conexão, mas eu tive momentos bem alegres e divertidos com você. Inúmeras vezes, quando estávamos sozinhas lá na sala de alunos, tivemos conversas sinceras e fizemos votos de felicidades uma à outra. Que saudade de você, irmã! Obrigada por ter se alegrado com minha felicidade, por ter chorado junto comigo quando eu estava triste, por ter me abraçado forte quando precisei. Você vive em minhas lembranças!

E agora o meu agradecimento especial a todos os DESFIADORES DE CORDINHAS (e não foram poucos, a lista é extensa): Akemi, Carla, Paola, Camila, Marina, Danilo, Tiago, Cris, Sérgio, Thatyla, Jansen, Cláudia, seu Arnóbio, Thayson, Fábio, Missi, Rubens, seu Oliveira, Fabiano, Élio, Luiz, Josilene, Jamerson, Claudiane, Fernando, Priscilla, Alany, Zura, Emerson, Raíze, Renan, Ana Paula, Hosana, William, Anne, Raquelly, Bruninho, Raí Carlos, Bruna, entre tantas outras pessoas que, piedosamente, me ajudaram nessa tarefa essencial para a realização deste estudo. Devo ter esquecido o nome de algumas pessoas aqui, mas sou verdadeiramente grata a todos.

Quero agradecer também aos agentes de limpeza do Inpa, do prédio da COBIO, não só por proporcionarem a limpeza do nosso local de estudo, mas também por terem sido tão gentis e atenciosos comigo, principalmente a dona Marluce.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM), pela concessão da bolsa de mestrado e pelo financiamento do Projeto Catalão, no âmbito do qual executei este projeto.

E por fim, ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), em especial ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior (PPG BADPI), pela oportunidade de capacitação, amadurecimento e crescimento profissional.

RESUMO

Esclarecer os processos responsáveis pela estruturação de comunidades biológicas permanece sendo um desafio. Neste estudo, verificamos se o processo de montagem de assembleias de peixes em bancos de herbáceas aquáticas é previsível em um ambiente de planície de inundação na Amazônia. Utilizando ilhas artificiais de herbáceas aquáticas, avaliamos como ocorre a colonização por peixes ao longo do tempo, no período de águas altas do ano de 2017 no Catalão, uma área de várzea amazônica. Foram determinados três tratamentos equivalentes aos intervalos de tempo de 5, 15 e 30 dias. Através de análises de variância (ANOVA), comparamos como a abundância, riqueza e diversidade de espécies (H' de Shannon) variaram ao longo do tempo. A composição de espécies foi analisada por meio de análises de similaridade (ANOSIM), realizadas entre os tratamentos e por meio de comparação entre as ilhas artificiais e amostras obtidas em bancos naturais de herbáceas aquáticas nos períodos de águas altas dos anos de 2003 a 2014, e visualizadas por meio de Análise de Componentes Principais (PCoA). Com o uso de modelos nulos (C-Score), avaliamos se havia um padrão de coocorrência das espécies que colonizaram as ilhas artificiais. Não foram detectadas diferenças estatísticas na abundância, riqueza e diversidade de espécies e a composição de espécies foi similar entre os tratamentos temporais. Entre os ambientes, houve diferença significativa de composição, porém a sobreposição de pontos observada indica que as combinações de espécies observadas nas ilhas artificiais ocorrem também nos bancos naturais. Assim, a ictiofauna das ilhas artificiais é um subconjunto dos bancos naturais, ou seja, um padrão aninhado (nested). Os resultados da análise de coocorrência de espécies indicaram aleatoriedade no processo de colonização, sugerindo que as interações bióticas, como a competição e a predação, não são os fatores determinantes da montagem das assembleias de peixes nos novos habitats disponíveis no período de águas altas. Entretanto, o padrão aninhado e a dominância de algumas espécies nas ilhas artificiais são fatores determinísticos em nosso estudo. Logo, ainda não entendemos a importância relativa desses processos na montagem de comunidades em habitats naturais, como os bancos de herbáceas aquáticas.

Palavras-chave: aleatoriedade, Amazônia, coocorrência de espécies, dispersão, ictiofauna, montagem de comunidade, planícies alagáveis

ABSTRACT

Explaining the processes responsible for structuring biological communities remains a challenge. In this study, we aimed to verify if the process of fish assembly in aquatic herbaceous banks is predictable in a floodplain environment in the Amazon. Using artificial islands of aquatic herbaceous plants, we evaluated the colonization by fish over time, during the period of high waters in the Catalão, a floodplain area in Central Amazon. Three treatments (time intervals) were employed: 5, 15 and 30 days of colonization. Through analysis of variance (ANOVA), we compared how the abundance, richness and diversity of species (Shannon's H') varied over time. The species composition was analyzed through similarity analyzes (ANOSIM), performed between treatments and environments (artificial islands and samples from natural banks of aquatic herbaceous plants), and visualized by means of a Principal Coordinate Analysis (PCoA). With the use of null models (C-Score), we evaluated the co-occurrence of species in the artificial islands. No statistical differences were detected in the abundance, richness and diversity of species and the species composition was similar among the treatments. Among the environments, there was a significant difference in composition, but the overlapping of observed points indicates that the combinations of species observed in the artificial islands also occur in the natural banks. Thus, the ichthyofauna of artificial islands is a subset of natural banks, that is, a nested pattern. The results of the species co-occurrence analysis indicated randomness in the colonization process, suggesting that biotic interactions such as competition and predation are not determining factors in the assembly of fish assemblages in the new habitats available during high water periods. However, the nested pattern and the dominance of some species on artificial islands are deterministic factors in our study. Therefore, we still do not understand the relative importance of these processes in community assembly in natural habitats, such as aquatic herbaceous banks.

Keywords: Amazon, community assembly, co-occurrence of species, dispersion, floodplain, ichthyofauna, randomness

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Mapa mostrando a localização da área do Catalão, Amazonas, Brasil. Autor: Marcos de Almeida..... 20
- Figura 2:** Representação de uma ilha artificial de herbáceas aquáticas utilizada no experimento. (A) Ilustração da estrutura de uma ilha com suas respectivas dimensões e (B) ilha artificial confeccionada, sendo instalada no local do experimento.....21
- Figura 3:** Variação da abundância de peixes nos três tratamentos (tratamento 1 = 5 dias, tratamento 2 = 15 dias, tratamento 3 = 30 dias). 28
- Figura 4:** Variação da riqueza de espécies de peixes nos três tratamentos (tratamento 1 = 5 dias, tratamento 2 = 15 dias, tratamento 3 = 30 dias)..... 29
- Figura 5:** Variação da diversidade de espécies de peixes nos três tratamentos (tratamento 1 = 5 dias, tratamento 2 = 15 dias, tratamento 3 = 30 dias)..... 29
- Figura 6:** Análise de componentes principais (PCoA) realizada entre os tratamentos (tempo de colonização das ilhas artificiais) com base nas composições taxonômicas de espécies de peixes e suas respectivas abundâncias. Os círculos verdes indicam o tratamento de 5 dias, os triângulos vermelhos indicam o tratamento de 15 dias e os quadrados azuis, 30 dias (n = 13 para cada tratamento).....30
- Figura 7:** Análise de componentes principais (PCoA) realizada entre os ambientes (ilhas artificiais e amostras de bancos naturais de herbáceas aquáticas) com base nas composições taxonômicas de espécies de peixes. Os triângulos vermelhos indicam cada amostra obtida em bancos naturais e os quadrados azuis, cada ilha artificial.....31
- Figura 8:** Abundância relativa das espécies de peixes coletadas nos bancos naturais de herbáceas aquáticas nos meses de maio e julho de 2017 e nas ilhas artificiais utilizadas no experimento em junho e julho de 2017 na área do Catalão. As espécies demonstradas na figura representam 95% da abundância total desses dois ambientes.....32

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	14
OBJETIVOS.....	19
MATERIAL E MÉTODOS	19
RESULTADOS.....	26
DISCUSSÃO.....	33
CONCLUSÃO.....	37
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38
ANEXO	45
APÊNDICE	46

INTRODUÇÃO

Um dos tópicos mais complexos e controversos da ecologia de comunidades é a compreensão de como as comunidades biológicas são formadas e dos processos responsáveis pelos padrões de distribuição e coocorrência das espécies (Weiher e Keddy, 1999). Entende-se por montagem de comunidades, o processo pelo qual as espécies de um conjunto regional (*pool*) colonizam e interagem para formar comunidades locais (HilleRisLambers et al., 2012).

A montagem de comunidades pode ser influenciada por diversos fatores que atuam na forma como as espécies se associam, produzindo distintos padrões de organização na estrutura das comunidades biológicas. As espécies pertencem a um conjunto regional de organismos que é limitado por fatores históricos, incluindo a dispersão, especiação e extinção. Tais fatores históricos ditam o conjunto de espécies que podem ocorrer em uma comunidade local. Assim, um subconjunto do conjunto regional de espécies (potencialmente influenciado pelo acaso e pela limitação de dispersão) estará disponível para a colonização de um determinado local. Esse subconjunto de espécies passa por filtros ambientais (abióticos) e bióticos. Logo, as interações bióticas, como a predação e a competição, que são inerentes à escala local, podem afetar as abundâncias e distribuições das espécies, enquanto que os fatores ambientais, como características do hábitat, podem limitar a capacidade das espécies de persistir em uma comunidade local. Considera-se, portanto, que a composição das comunidades locais resulta dos efeitos combinados desses processos (Belyea e Lancaster, 1999; Chase, 2003; Hoeinghaus et al., 2007; Götzenberger et al., 2012; HilleRisLambers et al., 2012).

Os estudos iniciais sobre a montagem de comunidades questionavam se as interações competitivas entre as espécies seriam as responsáveis por gerar os padrões de coocorrência de espécies nas comunidades biológicas, ou seja, se seguiam regras de montagem (Diamond, 1975; Connor e Simberloff, 1979). As regras de montagem são definidas como os processos ecológicos impostos sobre um grupo regional de espécies, que determinam a estrutura das assembleias e definem seus padrões no espaço e no tempo (Keddy, 1992). A compreensão dessas regras permite inferir qual subconjunto do conjunto total de espécies de uma dada região ocorre em um local específico. Evidências empíricas de assembleias formadas (montadas) de acordo com regras previsíveis têm sido

obtidas, bem como os determinantes da estrutura e composição de comunidades naturais, podendo ser atribuídas a alguns fatores chave, tais como variáveis abióticas e interações interespecíficas (Keddy, 1992; Chase, 2003).

Em 1975, Jared Diamond explorou pela primeira vez a ideia de que há regras que determinam como as comunidades podem ser montadas. Nesse estudo, o autor usou dados observacionais sobre a distribuição de espécies de aves do arquipélago de Nova Guiné e sugeriu que diversos pares de espécies nunca - ou raramente - ocorriam juntos em uma mesma ilha. Isso o levou a concluir que o padrão observado deveria ser consequência de exclusão competitiva, já que não haviam barreiras geográficas ou restrições climáticas que impedissem a dispersão dessas espécies (Diamond, 1975; Weiher e Keddy, 1999). Desde então, as regras de montagem passaram a receber grande atenção dos ecólogos. Desenvolvimentos da teoria chamaram a atenção para duas hipóteses principais: a existência de filtros ambientais e a influência da similaridade limitante, que passaram a ser consideradas responsáveis pela estruturação das assembleias ecológicas (Weiher e Keddy, 1995; Webb et al., 2002; Pausas e Verdú, 2010). Posteriormente, Hubbell (2001) propôs a Teoria Neutra da Biodiversidade, assumindo que as comunidades biológicas são estruturadas inteiramente por deriva ecológica (dispersão) e que podem ser explicadas por um modelo de montagem estocástico a partir de conjuntos regionais de espécies. Essa teoria pressupõe que as espécies são ecologicamente equivalentes em suas respostas a todas as restrições ambientais e, portanto, a competição interespecífica não teria um papel relevante na montagem das comunidades.

Essas duas visões contrastantes foram sugeridas como explicações potenciais para a montagem, dinâmica e estrutura das comunidades ecológicas, e ocupam os extremos de um gradiente conceitual. De um lado, a visão determinística, constituindo as regras de montagem, se baseia nos nichos ecológicos ou papéis funcionais de cada espécie (MacArthur, 1972; Levin, 1974; Diamond, 1975; Weiher e Keddy, 1999). De outro, a visão neutra defende a hipótese de que as comunidades não são organizadas por fatores determinantes, mas que a estruturação ocorre ao acaso e que a presença ou a ausência das espécies é ditada apenas por limitações à dispersão (Hubbell, 1997; Hubbell, 2001). Com isso, não há consenso sobre a importância relativa desses processos na montagem de comunidades. Muitos autores afirmam que as comunidades locais são montadas sob a influência combinada de processos determinísticos e estocásticos (Chase, 2003; Arrington e Winemiller, 2006). Esses fatores podem, no entanto, interagir de forma

complexa, com diferentes importâncias relativas. Para assembleias muito ricas em espécies de peixes tropicais já foram relatadas tanto associações hipoteticamente aleatórias (Goulding et al., 1988; Lowe-McConnell, 1999), quanto não-aleatórias (Petry et al., 2003). Assim, a questão sobre quais fatores atuam na montagem de comunidades desses organismos aquáticos permanece em aberto.

A estruturação de assembleias biológicas também parece ser influenciada pela escala temporal e regimes de distúrbios, a exemplo das flutuações do nível da água (de Bello, 2012; HilleRisLambers et al., 2012). Segundo o modelo de MacArthur e Wilson (1967), da teoria de biogeografia de ilhas, o número de espécies em uma área aumenta com o passar do tempo até que haja um equilíbrio entre as taxas de colonização e extinção local. Desta forma, estudos que avaliem a influência do tempo sobre a montagem de assembleias biológicas são importantes, e no cenário tropical, as várzeas amazônicas são apropriadas para este propósito, porque são ambientes extremamente variáveis: a profundidade da água varia sazonalmente, as mudanças anuais no tamanho desses corpos d'água afetam as condições físicas e químicas da água e os organismos aquáticos associados a esses ambientes são adaptados a repetidamente colonizar as novas áreas em resposta a mudanças graduais e contínuas no nível da água (Lowe-McConnell, 1999; Arrington et al., 2005).

No ambiente aquático, estruturas rígidas flutuantes aumentam a complexidade e a heterogeneidade do habitat e atraem a fauna de peixes, independentemente de serem compostos de material natural, como as herbáceas aquáticas (Thomaz e Cunha, 2010) ou de material artificial, como recifes artificiais (Yamamoto et al., 2014). A observação de que os peixes se agregam perto de estruturas naturais, como rochas, recifes, árvores caídas e detritos flutuantes, levou ao uso de estruturas artificiais para atrair peixes (Bolding et al., 2004; Rossoni et al., 2014). Esta técnica foi implementada pela primeira vez no Japão no final de 1700, com o objetivo de aumentar a eficiência das atividades pesqueiras e posteriormente implementada em todo o mundo (Meier, 1989). Hoje em dia, esta técnica tem vários objetivos, como a restauração de habitat, mergulho recreativo e pesquisa científica (Bohnsack et al., 1997).

Essas estruturas subaquáticas atraem peixes por fornecer abrigo e locais de nidificação para reprodução (Junk e Piedade, 1997; Esteves, 1998; Agostinho et al., 2003a). Além disso, forma um importante substrato para o crescimento do perifíton (constituído por algas, bactérias e microinvertebrados associados) e macroinvertebrados,

o que representa uma importante fonte alimentar para muitas espécies de peixes (Araújo-Lima et al., 1986; Forsberg et al., 1993; Benedito-Cecílio et al., 2000). A colonização por peixes perifitívoros pode atrair piscívoros, desencadeando um processo de montagem da assembleia local (Chase, 2003; Meerhoff et al., 2007; Mazzeo et al., 2010; Thomaz e Cunha, 2010).

A predação e a competição interespecífica são fatores de escala local que podem determinar a composição da ictiofauna que influencia a distribuição das espécies (Hoeinghaus et al., 2007) e a fauna local dentro dos atratores (Arrington e Winemiller, 2006). A ocorrência de uma estrutura de montagem local depende de como os peixes usam os atratores e da disponibilidade ambiental de habitat (Arrington e Winemiller, 2006). Os indivíduos podem permanecer por longos períodos, ou apenas visitar temporariamente tais lugares, sazonalmente ou ocasionalmente durante um período inferior a um dia (Talbot et al., 1978).

Em ambientes sazonais, o padrão temporal no uso de atratores é altamente dependente da disponibilidade de recursos alimentares e habitat ao redor dos atratores (Arrington e Winemiller, 2006). Os bancos de herbáceas aquáticas na Amazônia são formados sazonalmente com a variação hidrológica anual. Apesar do grande número de espécies que utilizam esse ambiente como abrigo (Junk, 1973; Junk e Robertson, 1997; Sánchez-Botero et al., 2003; Prado et al., 2010; Lopes et al., 2011) e da alta dinâmica temporal desse habitat, pouco se sabe sobre a colonização de herbáceas aquáticas por peixes. Isso é especialmente relevante quanto aos processos responsáveis pela montagem dessas assembleias biológicas, ou seja, se são processos determinísticos, que se referem aos conjuntos de restrições (regras) que regem a formação (montagem) e manutenção dessas assembleias, ou se são processos estocásticos, como a dispersão aleatória.

A colonização em atratores pode ocorrer rápida ou lentamente (Bohnsack et al., 1991). O momento de sua implantação pode influenciar na colonização inicial e no uso de atratores, tornando-os mais atrativos ou não em relação ao que existe no entorno (Bohnsack et al., 1991; Arrington e Winemiller, 2006). Por exemplo, durante a estação seca da Amazônia, não há bancos de plantas aquáticas naturais disponíveis para colonização por peixes, que os utilizam como local de refúgio e desova (Junk e Piedade, 1997; Esteves, 1998; Agostinho et al., 2003), então a disponibilidade de atratores artificiais neste período atrairá muitos peixes para usar este novo recurso (Arrington e Winemiller, 2006; Rossoni et al., 2014). Por outro lado, durante a época das cheias, estas

estruturas podem não ser tão atrativas devido à imensa disponibilidade de habitats (Arrington e Winemiller, 2006).

Ainda não entendemos completamente a ecologia de habitats naturais, como é o caso dos bancos de herbáceas aquáticas. Portanto, estudos experimentais usando habitats artificiais são importantes para entender processos sucessionais, como a montagem de comunidades (Bohnsack et al., 1991). Tais processos dependem do momento em que ocorrem, sendo necessário observar os seus momentos iniciais, por isso são mais facilmente observados em habitats artificiais do que naturais. No contexto amazônico, ilhas artificiais de herbáceas aquáticas são excelentes para verificar o processo de montagem de comunidades, pois formam um importante microhabitat para organismos aquáticos. A utilização de ilhas artificiais também possibilita manipular variáveis importantes da teoria de biogeografia de ilhas, como a complexidade do habitat, o tamanho das ilhas e as distâncias, seja da fonte para as ilhas ou entre ilhas.

Vários estudos sobre colonização foram desenvolvidos em substratos artificiais, visando simular as condições naturais, para responder a diversas questões biológicas e ecológicas (e.g. Cattaneo e Kalff, 1978; Gerrish e Bristow, 1979; Cummings, 1994; Arrington et al., 2005; Jardeweski e Almeida, 2005; Hoare et al., 2006; Carter e Prekel, 2008; Folpp et al., 2011). Dentre eles, destacam-se os estudos realizados por Santos et al. (2008), no qual os autores avaliaram o papel de estruturas artificiais como habitat para peixes de um reservatório brasileiro, e Santos et al. (2011), que experimentalmente implantaram herbáceas aquáticas artificiais no Reservatório Boadella (Espanha), para avaliar a utilização dessas estruturas pelos peixes durante três meses. Portanto, o uso de estruturas artificiais é vantajoso, visto que possibilita o acompanhamento do processo de colonização desde o início, o que dificilmente seria possível observar em substratos naturais tão complexos como as herbáceas aquáticas.

Diante do exposto, este estudo verificou se as assembleias de peixes em bancos de herbáceas aquáticas são formadas por meio de processos determinísticos no período da cheia de um lago de inundação amazônico. O presente estudo abordou essa questão por meio de um experimento manipulativo, utilizando ilhas artificiais de herbáceas aquáticas artificiais para colonização pelos peixes, ao longo de intervalos determinados de tempo. Responder a essa questão é fundamental para nossa compreensão básica da própria diversidade, mas também para nossa capacidade de prever a distribuição e a dinâmica futura dessa diversidade.

OBJETIVOS

Objetivo Geral:

Verificar se o processo de montagem de assembleias de peixes em bancos de herbáceas aquáticas é previsível (ou seja, se segue regras de montagem) em um ambiente de planície de inundação.

Objetivos Específicos:

- 1) Verificar se a abundância total, a riqueza e a diversidade de espécies de peixes variam ao longo do tempo de colonização de ilhas artificiais de herbáceas aquáticas;
- 2) Verificar se a composição taxonômica das assembleias de peixes varia ao longo do tempo de colonização das ilhas artificiais;
- 3) Comparar a composição de espécies de peixes observadas nas ilhas artificiais com a registrada em amostras de bancos naturais de herbáceas aquáticas;
- 4) Verificar se existe um padrão de coocorrência das espécies de peixes nas ilhas nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas ao longo do tempo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no lago Catalão (Figura 1), uma área de várzea situada próxima à confluência dos rios Solimões e Negro, cerca de 10 km próxima à cidade de Manaus, Amazonas, Brasil. O nível d'água do lago Catalão aumenta e diminui de acordo com o nível d'água dos dois grandes rios adjacentes, que também determina as características físico químicas da água desse lago de várzea, variando de turva a preta dependendo do período. No início da enchente, a área é influenciada pelo rio Negro, do qual raramente desconecta-se totalmente e, após os primeiros meses de subida da água, conecta-se ao rio Solimões por extravasamento dos barrancos (Almeida e Melo, 2009; Almeida e Melo, 2011; Leite et al., 2006). Apesar de ocorrer uma mistura variável das águas brancas e pretas, estudos sobre a limnologia local indicam que esta área é um ambiente com características típicas de várzea, já que é influenciada principalmente pelas águas brancas do rio Solimões (Almeida e Melo, 2009; Brito et al., 2014, Caraballo et al., 2014).

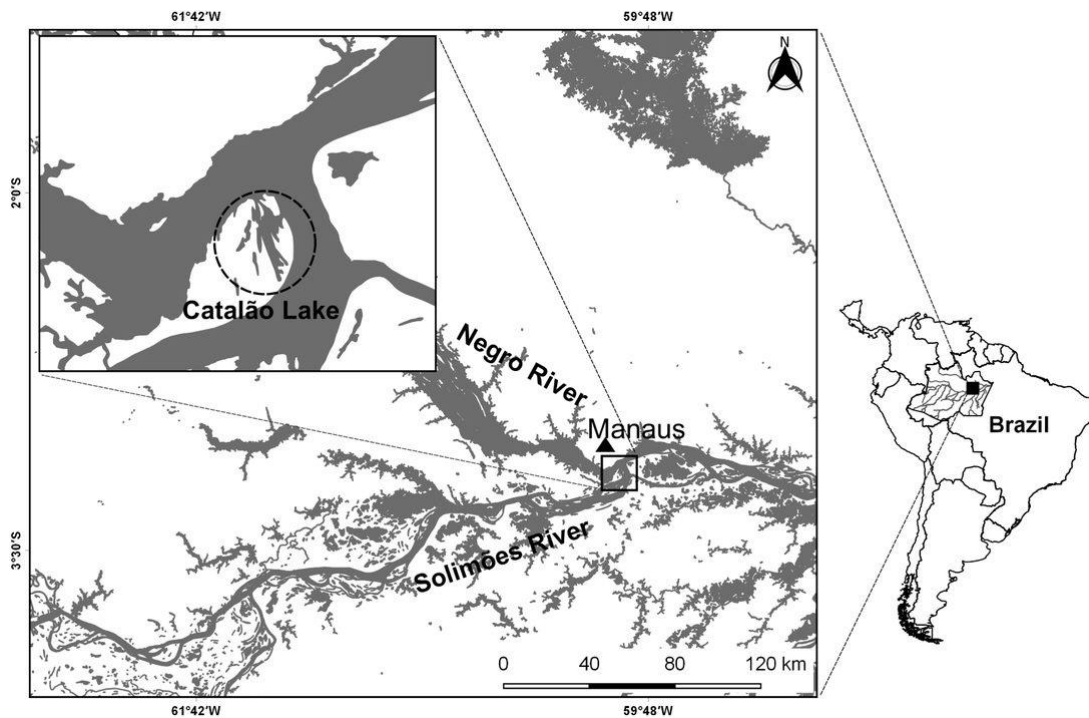


Figura 1: Mapa mostrando a localização da área do Catalão, Amazonas, Brasil. Autor: Marcos de Almeida.

Com o aumento do nível da água durante a estação chuvosa, a área do Catalão se expande, disponibilizando hábitat para o crescimento de herbáceas aquáticas, as quais formam extensos bancos ancorados junto à margem da floresta circundante, bem como bancos flutuantes que se desprendem da margem (Junk e Piedade, 1997). Nesta região, as herbáceas aquáticas mais frequentes e abundantes são as emergentes *Paspalum repens* (Poaceae), e as flutuantes *Salvinia auriculata* (Salviniaceae), *Pistia stratiotes* (Araceae) e *Lemna valdiviana* (Araceae) (Junk e Piedade, 1993; Bleich et al., 2014). Durante o período de águas baixas, a presença de herbáceas aquáticas diminui e desaparece completamente nos anos de seca (observação pessoal). As formas flutuantes foram simuladas neste estudo para o entendimento do processo de colonização da ictiofauna nesses substratos.

Construção das ilhas artificiais

Ilhas artificiais, que buscaram simular bancos de herbáceas aquáticas flutuantes, foram confeccionadas para o estudo de colonização por peixes. Cada ilha artificial consistiu em uma moldura quadrada de 1,0 m² (Figura 2), construída com tubos de PVC

de 40 mm de diâmetro, similar à moldura utilizada por Santos et al. (2011). Os tubos foram unidos com joelhos de PVC, de forma a impedir a entrada de água, e assim, permitir a flutuação da estrutura. A essa moldura foi fixada uma tela plástica de malha 1" (25mm), vazada, de cor preta que serviu de suporte para amarrar tufo de corda de sisal. Cada tufo foi composto por três pedaços de cordas de sisal, medindo 120 cm e 6 mm de espessura, que foram dobradas ao meio de modo a obter dois segmentos de 60 cm de comprimento. Cada pedaço de corda era formado por três feixes de fibras entrelaçadas, que foram destorcidos e as desfiadas fio a fio, formando tufo volumosos para simular as raízes de herbáceas flutuantes (*Eicchornia*, por exemplo) e para permitir a colonização. Cada ilha artificial continha vinte e cinco tufo de corda desfiada (Figura 2). A decisão de utilizar cordas de sisal se deu por ser um produto natural feito das fibras da espécie *Agave sisalana* (Asparagaceae) que, quando desfiadas, se assemelharam estruturalmente às raízes naturais das herbáceas aquáticas.

Após sua construção, as ilhas artificiais foram colocadas na água próximo à base flutuante de pesquisa do INPA no Catalão, para que houvesse colonização inicial por perífíton, para obter um substrato o mais próximo possível do natural. Assim que se pôde notar visualmente a presença de perífíton nos tufo de cordas (cerca de 5 – 6 dias), as ilhas artificiais foram removidas da água e, após verificação de que não havia a presença de organismos macroscópicos aderidos aos tufo de fios, as ilhas foram finalmente instaladas para o início do experimento. As ilhas artificiais foram fixadas próximas às margens de bancos naturais de herbáceas aquáticas com o suporte de poitas (pesos) que impediram que as mesmas se deslocassem com o vento ou correnteza.

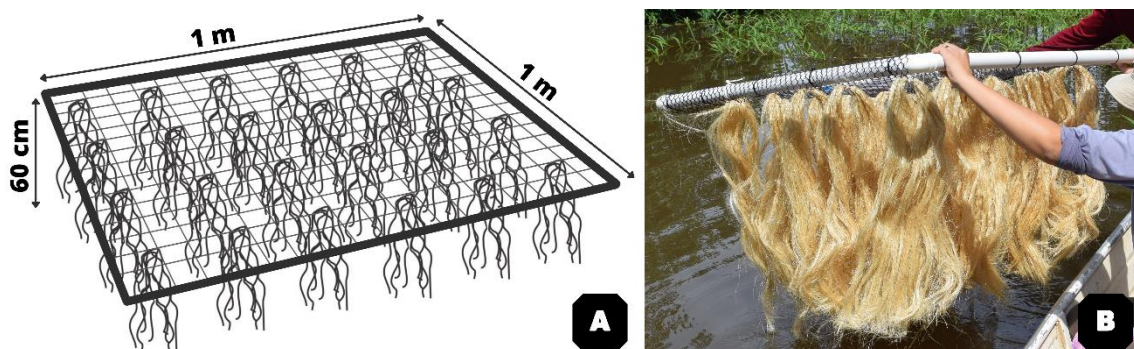


Figura 2: Representação de uma ilha artificial de herbáceas aquáticas utilizada no experimento. (A) Ilustração da estrutura de uma ilha com suas respectivas dimensões e (B) ilha artificial confeccionada, sendo instalada no local do experimento.

Delineamento experimental

O experimento foi realizado no período de 30 dias, de 09 de junho a 10 de julho de 2017, período de águas altas, quando os bancos naturais de herbáceas aquáticas já estavam formados. As ilhas artificiais foram instaladas em distâncias padronizadas de 2,5 m entre si e de 3,0 m da margem. Visando manter a mesma distância da margem, foram realizadas visitas diárias ao local do experimento, ajustando as posições das ilhas quando necessário.

O número total de ilhas construídas e utilizadas no experimento foi de 28, uma vez que não havia tempo hábil para a construção das 45 ilhas inicialmente previstas. Dessa forma, várias delas foram reutilizadas durante o experimento e a retirada dos peixes das ilhas após os intervalos de 5, 15 e 30 dias foi realizada da maneira que segue:

- 1) Tratamento 1 (5 dias): foram utilizadas cinco ilhas artificiais. Após 5 dias de colonização, as ilhas foram retiradas da água, os peixes foram coletados e as mesmas ilhas foram recolocadas na água, para reiniciar o tratamento de 5 dias. Este procedimento foi repetido três vezes, de modo a obter um total de 15 observações para o primeiro tratamento do experimento. A cada vez que as ilhas eram retiradas, os tufo de fios eram meticulosamente inspecionados para que não restassem peixes em meio aos fios, de forma a não interferir nos resultados do momento seguinte de colonização;
- 2) Tratamento 2 (15 dias): foram utilizadas oito ilhas artificiais, que ao final de 15 dias, foram reutilizadas por igual período de tempo, totalizando 16 observações para o segundo tratamento;
- 3) Tratamento 3 (30 dias): foram utilizadas 15 ilhas artificiais, porém duas ilhas foram perdidas durante o experimento, obtendo-se assim 13 observações para esse terceiro e último tratamento.

Diante disso, para tornar o número de observações balanceado entre os tratamentos, foram excluídas, por meio de sorteio, 2 e 3 observações do primeiro e do segundo tratamentos, respectivamente. Assim, ao final, cada tratamento totalizou 13 observações (Tabela 1).

Tabela 1: Número de ilhas artificiais amostradas em cada tratamento com respectivo dia de coleta e número total de observações por tratamento.

Tratamento	1ª coleta (5º dia)	2ª coleta (10º dia)	3ª coleta (15º dia)	4ª coleta (30º dia)	Número de observações	Total de observações após exclusão

5 dias	5	5	5		15	- 2* = 13
15 dias			8	8	16	- 3* = 13
30 dias				15	15	-2** = 13

* ilhas retiradas da análise por meio de sorteio

** ilhas artificiais perdidas durante o experimento

Fizemos uma tentativa de repetir o experimento, seguindo o mesmo protocolo, durante o período de águas baixas, quando não havia bancos naturais de herbáceas aquáticas disponíveis. Após a colonização inicial por perifíton, o experimento foi iniciado, mas na primeira amostragem de 5 dias, foi constatado que os tufo de cordas nas ilhas tinham sido destruídos. Acreditamos que isso aconteceu devido aos peixes terem consumido o alimento presente nos tufo (perifíton + macroinvertebrados aquáticos, e talvez os próprios fios de fibra vegetal), uma vez que nesse período não existem bancos naturais de herbáceas aquáticas e a disponibilidade de alimentos é baixa para muitas espécies de peixes. Desta forma, não foi possível incluir resultados referentes à colonização das ilhas artificiais de herbáceas durante o período de seca neste trabalho.

Coleta dos peixes

As ilhas artificiais foram amostradas sempre, durante o período da manhã, com uma rede, com malha de 5 mm entre nós opostos, atada a uma armação metálica quadrada de 1,5 x 1,5 m. Para a realização da amostragem, cada ilha foi totalmente envolvida com a rede adaptada e retirada cuidadosamente da água; em seguida os peixes foram coletados e imediatamente eutanasiados conforme as “Diretrizes da Prática de Eutanásia do CONCEA”. Os peixes foram imersos em uma solução de óleo de cravo (Eugenol) na proporção de 1 ml para cada litro de água até cessarem os batimentos operculares. Depois de eutanasiados, os peixes foram fixados em uma solução de formolina a 10% e depositados em recipientes contendo informações sobre a amostra e a data da coleta. As amostras foram levadas para o Laboratório de Dinâmica Populacional de Peixes no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, onde foi feita a identificação taxonômica, ao nível de espécie. Dados biométricos, como comprimento padrão (cm) e peso (g) foram obtidos de cada exemplar. Foram registrados o número total de exemplares e o número de espécies para cada amostra. O presente estudo contou com autorização do Comitê de Ética no Uso de Animais do INPA (Autorização CEUA 037/2017).

Cálculos de abundância, riqueza e diversidade

Dados de abundância (número total de exemplares capturados por espécie) foram obtidos por meio da contagem de todos os peixes presentes nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas (Magurran, 1988). A riqueza também foi obtida através da contagem do número de espécies de peixes presentes em cada ilha artificial.

A diversidade foi calculada por meio do índice de Shannon (H'), baseado na riqueza e abundância das espécies, seguindo a equação (Shannon, 1948):

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

Onde:

n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostra

N = número total de indivíduos na amostra

\ln = logaritmo natural (base e)

Análises estatísticas

Para comparar a abundância total, riqueza e diversidade de espécies de peixes entre os tratamentos, primeiramente foi verificada a normalidade (Shapiro e Wilk, 1965) e a homoscedasticidade dos dados (Levene, 1960). Visto que os dados não atendiam às premissas, foi realizada a análise de variância não paramétrica de Kruskal-Wallis, com nível de significância $\alpha < 0,05$.

A análise de coordenadas principais (PCoA) foi utilizada para explorar a similaridade na composição de espécies de peixes entre os tratamentos, utilizando uma matriz de distância de Bray-Curtis, que considera a abundância das espécies nas amostras. Espécies com ocorrências únicas no conjunto de dados foram excluídas desta análise. A significância estatística da similaridade entre os tratamentos foi testada usando a análise de similaridade (ANOSIM), com 999 permutações (Legendre e Legendre, 1998).

Para comparar a composição de espécies de peixes nos ambientes de banco natural de herbáceas aquáticas e ilha artificial, utilizamos os dados das coletas realizadas em bancos naturais de herbáceas aquáticas, que acontecem a cada dois meses pelo Projeto Catalão, referentes ao mesmo período da execução do experimento (maio e julho de 2017 – período de águas altas). Utilizamos os dados das ilhas artificiais e dos bancos naturais

para a análise de uma PCoA, usando uma matriz de distância de Jaccard, considerando apenas a presença e ausência das espécies. As espécies que ocorreram somente uma vez no conjunto de dados inteiro foram retiradas desta matriz. Ao final, foi realizada a ANOSIM, com 999 permutações. O nível de significância em ambas as análises de similaridade foi $\alpha < 0,05$. Com o intuito de diminuir o efeito do esforço de amostragem (tamanho dos bancos de herbáceas amostrados) na comparação com as ilhas artificiais, a abundância relativa das espécies foi calculada. Para isto, a abundância de cada espécie foi dividida pela abundância total em cada ambiente (natural e artificial) e multiplicada por 100. Exemplificando:

Mesonauta festivus (ilhas artificiais):

40 indivíduos (abundância total de *M. festivus* nas ilhas artificiais) \div 208 (abundância total, considerando todas as espécies das ilhas artificiais) \times 100 = 19,23% (abundância relativa de *M. festivus* nas ilhas artificiais).

Este cálculo foi feito para todas as espécies, tanto das ilhas artificiais quanto dos bancos naturais de herbáceas aquáticas. Para verificar se houve diferença significativa nos padrões de distribuição das espécies entre os bancos naturais e as ilhas artificiais, os dados de abundância relativa foram comparados por meio da aplicação do teste não paramétrico de Wilcoxon, com nível de significância $\alpha < 0,05$. Esta comparação foi restrita ao conjunto de espécies que somaram cumulativamente 95% da abundância total em cada ambiente.

Para identificar possíveis efeitos de interações bióticas na montagem das assembleias de peixes nas ilhas artificiais, foi testado se existiam padrões de coocorrência de espécies por meio de modelos nulos, utilizando o índice C-score. Primeiramente, matrizes de presença e ausência de espécies para cada tratamento/intervalo de tempo foram criadas, nas quais as linhas representaram as espécies e as colunas representaram as ilhas artificiais. Após isso as matrizes originais foram aleatorizadas e os C-scores calculados, utilizando o algoritmo SIM9. Esse algoritmo de randomização de matrizes mantém somas fixas de linhas e colunas (modelo fixo-fixo) (Connor e Simberloff, 1979). O algoritmo SIM9 tem boas propriedades para evitar o erro tipo I, ou seja, pouca chance de rejeitar falsamente a hipótese nula quando ela é verdadeira, por isso é considerado o algoritmo com melhor desempenho para calcular a coocorrência das espécies (Gotelli, 2000). Dessa maneira, a ocorrência de cada espécie entre as ilhas artificiais foi simulada por meio de aleatorizações, assumindo que as ilhas artificiais apresentavam as mesmas probabilidades de ocorrência das espécies.

Em seguida, os C-scores obtidos das matrizes originais foram comparados estatisticamente com os valores calculados a partir de matrizes geradas através de uma distribuição nula baseada em 5000 permutações de Monte Carlo, calculadas usando o programa EcoSim. Este índice, criado por Stone e Roberts (1990), calcula o número médio de unidades de *checkerboard* ("unidades de xadrez") entre todos os pares de espécies possíveis. Para qualquer par de espécies, o número de unidades de *checkerboard* (UC) é:

$$UC = (r_i - S)(r_j - S)$$

Onde:

S é o número de ilhas compartilhadas (ilhas contendo ambas as espécies);

r_i e r_j são os totais da linha para as espécies i e j .

O índice C-score possui bom poder para detectar padrões não aleatórios nos conjuntos de dados. Em uma comunidade estruturada por interações bióticas, o C-score deve ser significativamente maior do que o esperado ao acaso.

RESULTADOS

Durante o experimento foi capturado um total de 208 exemplares de 21 espécies de peixes pertencentes a 9 Famílias e 2 Ordens. Characiformes contribuíram com 16 espécies distribuídas em 7 famílias, e foi o grupo predominante neste estudo. Serrasalminae e Cichlidae (Perciformes) foram as famílias com maiores valores de riqueza, com 6 e 4 espécies, respectivamente. As espécies mais abundantes foram *Mesonauta festivus* (Heckel, 1840) e *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858, com 40 e 36 exemplares, respectivamente, representando juntas 36,53% da abundância total (Tabela 2).

As assembleias de peixes nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas foram caracterizadas pela ocorrência de indivíduos de tamanho pequeno, pertencentes a 9 espécies (*Copella nigrofasciata* (Meinken, 1952), *Ctenobrycon spilurus* (Valenciennes, 1850), *Cyphocharax plumbeus* (Eigenmann & Eigenmann, 1889), *Hemigrammus diagonicus* Mendonça & Wosiacki, 2011, *Heros notatus* (Jardine, 1843), *Mesonauta festivus* (Heckel, 1840), *Microphilypnus ternetzi* Myers, 1927, *Moenkhausia intermedia* Eigenmann, 1908, *Pterophyllum scalare* (Schultze, 1823)) e jovens de 12 espécies de médio porte ([*Cichla monoculus* Agassiz, 1831, *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794),

Leporinus fasciatus (Bloch, 1794), *Mylossoma duriventre* (Cuvier, 1818), *Prochilodus nigricans* Spix & Agassiz, 1829, *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, *Rhytiodus microlepis* Kner, 1858, *Semaprochilodus taeniurus* (Valenciennes, 1821), *Serrasalmus elongatus* Kner, 1858, *Serrasalmus maculatus* Kner, 1858, *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766), *Serrasalmus* sp “rob”]), com tamanho médio de $2,9 \pm 2,0$ cm DP. As amplitudes de variação de comprimento e peso de cada espécie, bem como suas abundâncias, estão representadas no Anexo I.

Tabela 2: Lista das espécies capturadas durante o experimento de colonização em ilhas artificiais de herbáceas aquáticas no lago Catalão, Amazonas, com suas respectivas abundâncias totais em cada tratamento (n = 13 amostras para cada tratamento).

ORDEM / Família / espécie	5 dias	15 dias	30 dias	Total
CHARACIFORMES				
Anostomidae				
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	1	0	3	4
<i>Rhytiodus microlepis</i> Kner, 1858	0	1	0	1
Characidae				
<i>Ctenobrycon spilurus</i> (Valenciennes, 1850)	1	1	1	3
<i>Hemigrammus diagonicus</i> Mendonça & Wosiacki, 2011	10	8	3	21
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	3	2	4	9
Curimatidae				
<i>Cyphocharax plumbeus</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	1	0	0	1
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	8	9	5	22
Lebiasinidae				
<i>Copella nigrofasciata</i> (Meinken, 1952)	0	1	0	1
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus nigricans</i> Spix & Agassiz, 1829	1	0	0	1
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1821)	0	0	1	1
Serrasalmidae				
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	2	0	0	2
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	2	1	0	3
<i>Serrasalmus elongatus</i> Kner, 1858	4	10	8	22
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	7	20	9	36
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	2	3	2	7
<i>Serrasalmus</i> sp "rob"	0	1	0	1
PERCIFORMES				
Cichlidae				
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	3	1	3	7

<i>Heros notatus</i> (Jardine, 1843)	1	2	2	5
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	12	17	11	40
<i>Pterophyllum scalare</i> (Schultze, 1823)	4	11	5	20
Eleotridae				
<i>Microphilypnus ternetzi</i> Myers, 1927	0	1	0	1
TOTAL	62	89	57	208

A abundância variou entre 1 e 11 exemplares (Figura 3), e a riqueza entre 1 e 7 espécies por ilha artificial (Figura 4). A diversidade de espécies, baseada no índice de Shannon (H'), teve um mínimo de 0 nats nas ilhas artificiais que continham apenas um peixe e máximo de 1,74 nats (Figura 5).

Os dados de abundância, riqueza e diversidade das espécies não seguiram uma distribuição normal (**Abundância**: SHAPIRO-WILK, $W = 0,942$, $p = 0,047$; **Riqueza**: SHAPIRO-WILK, $W = 0,915$, $p = 0,006$; **Diversidade**: SHAPIRO-WILK, $W = 0,933$, $p = 0,023$), mas as variâncias foram homogêneas (**Abundância**: LEVENE, $F = 1,3025$, $DF = 2$, $p = 0,2844$; **Riqueza**: LEVENE, $F = 1,9896$, $DF = 2$, $p = 0,1515$; **Diversidade**: LEVENE, $F = 1,0919$, $DF = 2$, $p = 0,3464$). Esses índices variaram bastante dentro de um mesmo tratamento, mas pouco entre tratamentos, sendo observado um discreto aumento no intervalo de 15 dias e diminuindo novamente com 30 dias (Figuras 3, 4 e 5). Entretanto, não houve diferença significativa entre os intervalos de tempo para abundância (KRUSKAL-WALLIS, $\chi^2 = 4,6819$, $DF = 2$, $p = 0,0923$), riqueza (KRUSKAL-WALLIS, $\chi^2 = 0,5273$, $DF = 2$, $p = 0,7682$) e diversidade (KRUSKAL-WALLIS, $\chi^2 = 0,3044$, $DF = 2$, $p = 0,8588$).

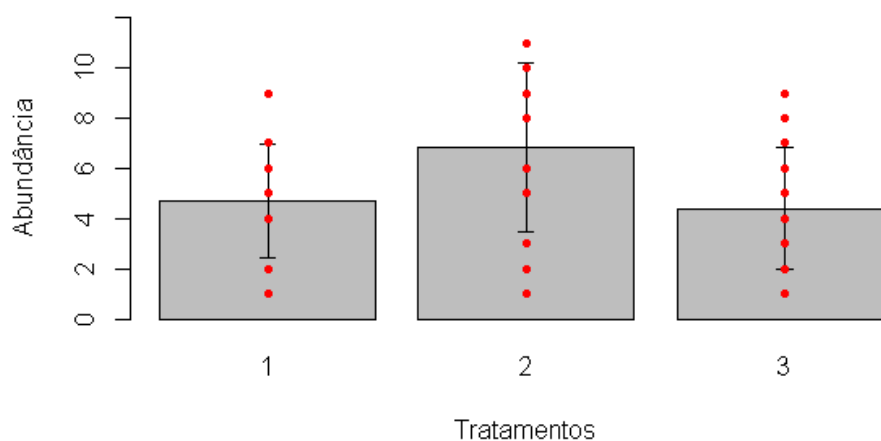


Figura 3: Variação da abundância de peixes nos três tratamentos (tratamento 1 = 5 dias, tratamento 2 = 15 dias, tratamento 3 = 30 dias).

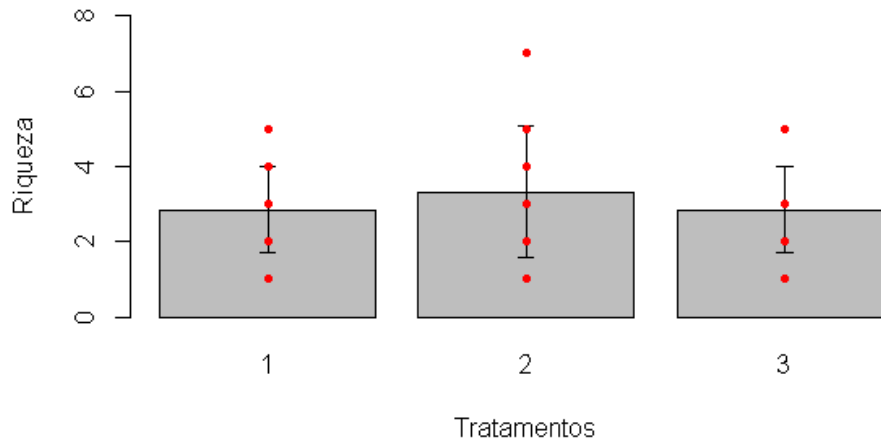


Figura 4: Variação da riqueza de espécies de peixes nos três tratamentos (tratamento 1 = 5 dias, tratamento 2 = 15 dias, tratamento 3 = 30 dias).

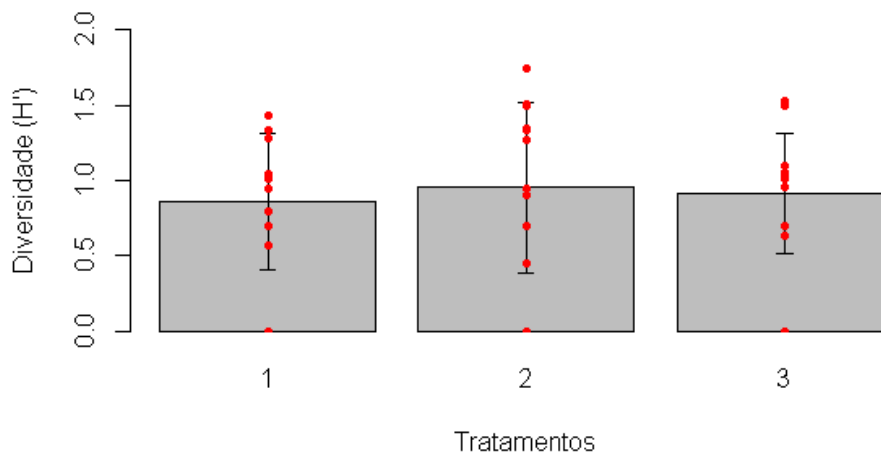


Figura 5: Variação da diversidade de espécies de peixes nos três tratamentos (tratamento 1 = 5 dias, tratamento 2 = 15 dias, tratamento 3 = 30 dias).

Quanto à composição, das 21 espécies capturadas, 11 ocorreram nos três tratamentos, são elas: *C. monoculus*, *C. spilurus*, *H. diagonicus*, *H. notatus*, *H. malabaricus*, *M. festivus*, *M. intermedia*, *P. scalare*, *S. elongatus*, *S. maculatus* e *S. rhombus*. Duas espécies apareceram em dois tratamentos: *P. nattereri* (tratamentos de 5 e 15 dias) e *L. fasciatus* (tratamentos de 5 e 30 dias). Algumas espécies ocorreram apenas em um tratamento, como *C. plumbeus*, *P. nigricans* e *M. duriventre* que apareceram somente no tratamento de 5 dias, *S. taeniurus*, capturada apenas no tratamento de 30 dias e *R. microlepis*, *C. nigrofasciata*, *S. sp* “rob” e *M. ternetzi*, que estiveram presentes

exclusivamente no tratamento de 15 dias (Tabela 2). Grupos distintos de espécies não foram visualizados por meio da PCoA (Figura 6), e a análise de similaridade (ANOSIM) mostrou que a composição de espécies de peixes se manteve similar entre os três tratamentos (ANOSIM, $R = -0.03579$, $p = 0.792$).

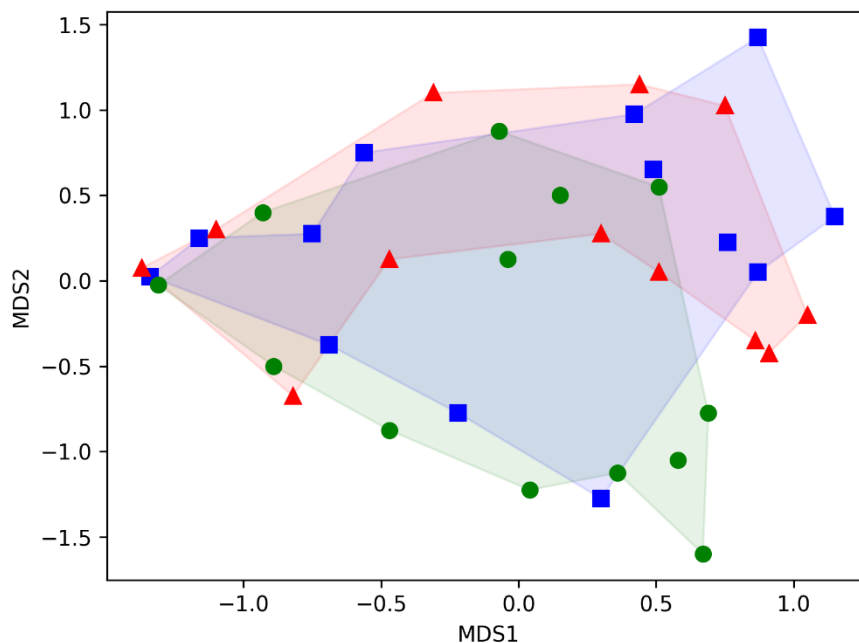


Figura 6: Análise de componentes principais (PCoA) realizada entre os tratamentos (tempo de colonização das ilhas artificiais) com base nas composições taxonômicas de espécies de peixes e suas respectivas abundâncias. Os círculos verdes indicam o tratamento de 5 dias, os triângulos vermelhos indicam o tratamento de 15 dias e os quadrados azuis, 30 dias ($n = 13$ para cada tratamento).

Quando comparada a composição de espécies de peixes entre as ilhas artificiais e amostras selecionadas de bancos naturais de herbáceas aquáticas, houve diferença significativa (ANOSIM, $R = 0,1047$, $p = 0,029$). Mais da metade do total de espécies que colonizaram as ilhas artificiais (61,9%) ocorreram também nas coletas realizadas em bancos naturais de herbáceas aquáticas, no mesmo período da realização do experimento. Oito espécies ocorreram somente nas ilhas artificiais (*S. rhombeus*, *H. notatus*, *L. fasciatus*, *P. nattereri*, *C. plumbeus*, *M. ternetzi*, *P. nigricans*, *S. “rob”*), porém estas espécies aparecem em coletas de herbáceas aquáticas do Catalão em anos anteriores, com baixa frequência e baixa abundância, ao longo dos anos (Apêndice A). Apesar da diferença detectada pela ANOSIM, houve uma sobreposição parcial dos grupos de amostras na PCoA (Figura 7).

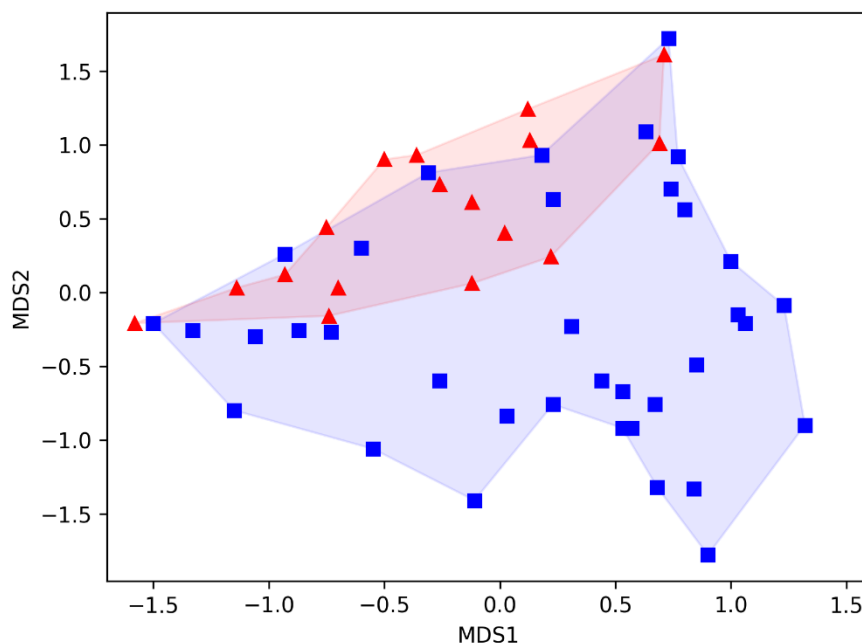


Figura 7: Análise de componentes principais (PCoA) realizada entre os ambientes (ilhas artificiais e amostras de bancos naturais de herbáceas aquáticas) com base nas composições taxonômicas de espécies de peixes. Os triângulos vermelhos indicam cada amostra obtida em bancos naturais e os quadrados azuis, cada ilha artificial.

Ao comparar a abundância relativa das espécies de peixes das ilhas artificiais e nas amostras de bancos naturais de herbáceas aquáticas, foi possível notar uma concordância no padrão de dominância de algumas espécies. *Mesonauta festivus* foi a espécie mais abundante nos dois ambientes, representando 24,66% da abundância total dos bancos naturais e 19,23% nas ilhas artificiais. Nos bancos naturais, a dominância de *M. festivus* foi mais acentuada do que nas ilhas artificiais, onde outras espécies também se destacaram quanto às suas abundâncias, como por exemplo *S. maculatus* (17,31%), mas nos bancos naturais sua abundância foi baixa (0,91%). Outras espécies tiveram abundâncias relativas superiores quando comparadas às observadas nos bancos naturais: *H. malabaricus* (ilha artificial: 10,58%; banco natural: 7,31%), *S. elongatus* (ilha artificial: 10,58%; banco natural: 1,83%), *H. diagonicus* (ilha artificial: 10,10%; banco natural: 6,39%) e *P. scalare* (ilha artificial: 9,62%; banco natural: 2,74%) (Figura 8). Proporcionalmente, a abundância total (considerando todas as espécies) dos dois tipos ambientes não diferiu (WILCOXON PAREADO, $p = 0.2549$).

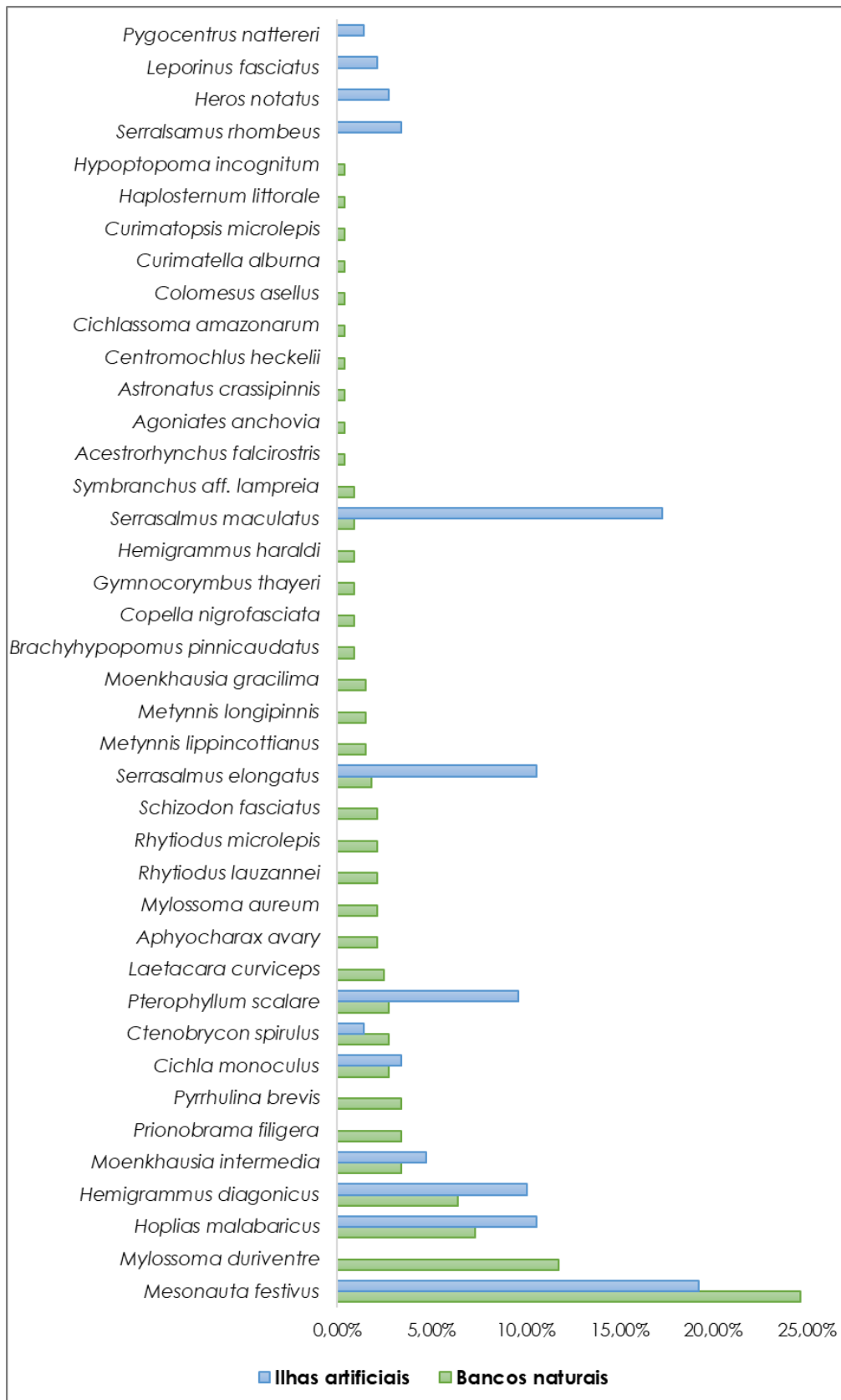


Figura 8: Abundância relativa das espécies de peixes coletadas nos bancos naturais de herbáceas aquáticas nos meses de maio e julho de 2017 e nas ilhas artificiais utilizadas no experimento em junho e julho de 2017 na área do Catalão. As espécies demonstradas na figura representam 95% da abundância total desses dois ambientes.

Os resultados da análise de coocorrência de espécies (C-score) indicaram que a formação das assembleias de peixes ocorreu de forma aleatória ao longo do tempo. Os C-scores observados não foram significativamente diferentes dos valores esperados, gerados por modelos nulos para os intervalos de tempo (Tabela 3).

Tabela 3: Resumo da análise de co-ocorrência de espécies (C-score), realizada com aleatorizações das matrizes de presença-absência para cada tratamento. **Obs.** = valor observado com o índice de co-ocorrência; **Esp.** = valor esperado, obtido a partir de aleatorizações; **p** (obs > esp) = a probabilidade de ocorrência de valores maiores do que o valor observado, a partir do processo de aleatorização. Nível de significância: $p \leq 0,05$.

Índice	Valores	5 dias	15 dias	30 dias
C-score	Obs.	2,85000	3,19167	4,47436
	Esp.	2,94763	3,15484	4,52778
	p (obs > esp)	0,90980	0,33540	0,70960

DISCUSSÃO

Neste estudo experimental, realizado em uma área de várzea da Amazônia brasileira, no período de águas altas, não foi observado aumento gradual do número de indivíduos e de espécies, bem como aumento da diversidade e tampouco diferenças de composição ao longo do tempo de colonização (entre 5 e 30 dias) nas ilhas artificiais, ao contrário do previsto pela teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 1967). A composição de espécies se manteve similar durante todo o período estudado e o índice de coocorrência de espécies (C-Score) não indicou um papel importante de interações bióticas no processo de montagem das assembleias de peixes nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas.

As várzeas amazônicas são ambientes dinâmicos e muito ricos em espécies (Lowe-McConnell, 1999). Diante desse cenário, esperávamos que a montagem das assembleias de peixes nas ilhas artificiais seria moldada por interações bióticas, de forma que a adição de espécies a esses fragmentos de habitat (ilhas artificiais) resultasse em competição interespecífica (MacArthur, 1972; Pianka, 1974). Vários estudos sugerem que as interações bióticas são mais influentes em assembleias de peixes tropicais com alta riqueza de espécies (Willis et al., 2005; Arrington e Winemiller, 2006; Montaña et al.,

2014). No entanto, tais observações ocorreram com mais frequência durante o período de águas baixas, quando a disponibilidade de habitat diminui.

Pelo menos durante a cheia, nossos resultados mostraram que as assembleias de peixes nas ilhas artificiais não exibiram uma estrutura previsível de organização ao longo do tempo de colonização, indicando que a ocorrência das espécies pode ter acontecido de forma aleatória, sem evidências de forças competitivas atuando na montagem dessas assembleias. Poucos estudos realizados nas várzeas amazônicas constataram que as assembleias de peixes são estocasticamente construídas, especialmente no período de cheia (Goulding et al., 1988; Jepsen, 1997; Saint-Paul et al., 2000; Santorelli et al., 2014). Provavelmente, nesta fase do ciclo hidrométrico, havia uma baixa diversidade de propágulos disponível para a colonização das ilhas artificiais. Assim, apesar da elevada riqueza do conjunto regional (bancos naturais de herbáceas aquáticas), a colonização teria sido feita por uma subparcela, consideravelmente pequena, de peixes jovens, disponível naquele momento.

Apesar dos testes estatísticos não terem detectado diferenças entre os tratamentos para abundância, riqueza e diversidade de espécies, foi possível observar um discreto aumento na abundância de peixes com 15 dias, diminuindo novamente com 30 dias (Figuras 3, 4 e 5). Notamos em campo que os tufos de cordas que formavam as ilhas artificiais, se desgastavam com o tempo e, ao final do intervalo de 30 dias, algumas ilhas apresentaram-se mais ralas, resultando assim em perda de área de colonização e de complexidade de hábitat. Apesar do nível de complexidade estrutural não ter sido objetivo de análise em nosso experimento, pode ter sido um fator contribuinte para a diminuição observada na abundância e riqueza de espécies neste intervalo de tempo.

Mesmo que a análise de similaridade tenha detectado diferenças na composição de espécies entre as ilhas artificiais e bancos naturais de herbáceas aquáticas, a sobreposição observada por meio da PCoA (Figura 7) indica que algumas das ilhas artificiais apresentaram combinações de espécies semelhantes à composição dos bancos naturais de herbáceas aquáticas. Embora existam diferenças metodológicas de amostragem entre os dois ambientes, os resultados obtidos sugerem que as composições de espécies observadas nos bancos naturais representam algumas das possibilidades de formação das assembleias em ilhas artificiais, que possuem uma grande amplitude potencial de combinações de espécies (Figura 7). Os bancos naturais de herbáceas aquáticas possuem um *pool* de espécies muito rico, com 174 espécies de peixes coletadas

no lago Catalão (Apêndice A), funcionando como o conjunto regional de espécies de peixes (fonte) no nosso experimento, do qual 21 espécies colonizaram as ilhas artificiais de herbáceas aquáticas, formando as assembleias locais. Assim, os resultados indicam que pequenos conjuntos de peixes (e de espécies), que podem ter sido formados fundamentalmente ao acaso, a partir de um *pool* de propágulos depauperado em relação ao total de espécies disponíveis nos bancos naturais. Ou seja, embora haja de fato uma riqueza muito maior nos bancos naturais, a parcela de espécies que está efetivamente disponível para colonização é muito menor.

Corroborando as interpretações acima, os resultados do teste de modelos nulos (C-score) evidenciaram que a colonização por peixes nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas se deu de forma aleatória, ou seja, as ocorrências das espécies foram independentes umas das outras, indicando que, no momento da realização do experimento, este processo foi determinado por fatores estocásticos. Dessa forma, os resultados sugerem que as interações bióticas não foram os principais fatores determinantes para a montagem das assembleias de peixes nas ilhas artificiais. O período de realização do experimento (águas altas) pode ter influenciado para este padrão aleatório, já que a alta conectividade entre os ambientes, proporcionada pela cheia, permite aos peixes se dispersarem e colonizarem as áreas recém-disponíveis, de maneira que a ocorrência de espécies seja comum em vários habitats (Arrington et al., 2005; Freitas et al., 2010), não representando recurso limitante e reduzindo o efeito de filtragem ambiental. Assim, a condição de cheia parece ter possibilitado oportunidades semelhantes para as espécies colonizadoras, de forma que diferentes combinações de espécies foram possíveis, independentemente do intervalo de tempo considerado.

Um modelo geral prevê que a montagem de comunidades deveria ser neutra, onde tanto o efeito da competição quanto a seleção de habitat seriam fracos (Weiher e Keddy, 1995). No período de águas altas, a área alagada se expande, distribuindo as espécies em uma área maior e reduzindo suas interações competitivas e/ou predatórias. Sob essas condições, nas várzeas, os processos biológicos podem ter uma influência fraca, gerando padrões aleatórios de colonização.

Entretanto, com base na comparação da abundância relativa das espécies, acreditamos que o processo de montagem das assembleias de peixes nas ilhas artificiais pode não ter sido completamente aleatório. Algumas espécies se destacaram quanto às suas abundâncias nas ilhas artificiais (Figura 8), enquanto muitas outras foram

encontradas apenas nesse ambiente. O fato de que algumas espécies foram proporcionalmente mais abundantes nas ilhas artificiais do que nos bancos naturais (Figura 8), pode ser evidência de que essas espécies não colonizaram as ilhas aleatoriamente. Houve uma grande diferença nas abundâncias relativas de *S. maculatus*, *S. elongatus* e *P. scalare*. A abundância relativa de *S. maculatus* nas ilhas artificiais foi 99,09% superior à dos bancos naturais, já *S. elongatus* e *P. scalare*, tiveram 98,17% e 97,26% de superioridade, respectivamente. Uma vez que a abundância dessas espécies nos bancos naturais (fonte) foi baixa no mesmo período de realização do experimento, teoricamente, a chance de colonização ao acaso por essas espécies nas ilhas artificiais também seria baixa. Porém, encontramos o oposto, essas espécies foram as que mais ocorreram nas ilhas artificiais, o que não pode ser explicada apenas por aleatoriedade. É possível que alguns fatores podem ter contribuído para as altas abundâncias dessas espécies nas ilhas artificiais, principalmente *S. maculatus* e *S. elongatus*, como a facilidade de dispersão e de ocupação de novos ambientes e as diferenças ontogenéticas na dieta: microcrustáceos e larvas de insetos são os principais itens alimentares dos indivíduos na fase juvenil (Agostinho et al., 2003b). Mudança dos itens alimentares durante as diferentes fases de desenvolvimento parece ser o padrão geral para a maioria das espécies de *Serrasalmus* (Nico e Taphorn, 1988; Winemiller, 1989; Sazima e Machado, 1990). Isso, aliado ao fato de que essas espécies foram majoritariamente representadas por indivíduos jovens, com tamanhos médios variando entre 1,6 e 1,8 cm para *S. maculatus*, 1,7 e 1,9 cm para *S. elongatus* e 3,6 e 4,3 cm para *P. scalare* (Tabela 4).

Em geral, as assembleias de peixes nas ilhas artificiais foram caracterizadas pela ocorrência de indivíduos pequenos, representando espécies de pequeno porte (*Mesonauta festivus*, *Pyterophylum scalare*) e espécimes jovens de espécies maiores (*Hoplias malabaricus*, *Cichla monoculus*, *Serrasalmus* spp). Outros estudos experimentais, utilizando herbáceas aquáticas artificiais, também registraram exemplares de peixes pequenos, como o estudo de Teixeira-de-Melo et al. (2015), no qual os exemplares mediram em média 4,6 cm \pm 0,2 SE, e Santos et al. (2011), com peixes medindo em média 100 mm TL. O estudo de Röpke et al. (2014) mostrou que as assembleias de peixes coletadas em bancos de herbáceas aquáticas foram representadas principalmente por peixes jovens (90%) e espécies de pequeno porte. Estes resultados confirmam o papel que as herbáceas aquáticas exercem como abrigo para peixes jovens e espécies de pequeno

porte, que utilizam esses ambientes principalmente para evitar a predação (Araújo-Lima et al., 1986).

Na Amazônia, poucos trabalhos usaram microhabitats artificiais (atratores) para estudar assembleias de peixes (Yamamoto et al., 2014; Arrington e Winemiller, 2006). Atratores de meia-água formados por um grande emaranhado de galhos tem sido descrito como utilizado por pescadores para capturar o peixe-disco (*Symphysodon aequifasciatus*, Pellegrin 1904) durante a vazante na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS-PP), baixo rio Purus, Amazonas (Rossoni et al., 2014). Atratores têm sido usados e testados em diferentes ambientes para melhorar e restaurar a pesca, aumentando a abundância de peixes e aumento o recrutamento (Schroeder, 1987; Bolding et al., 2004). Devido às vantagens do método, uma discussão sobre o material utilizado também é atual, principalmente no que diz respeito ao uso de estruturas plásticas devido ao problema de resíduos plásticos (Wilbur, 1978; Baumann et al., 2016). Apesar da menor durabilidade, pesquisadores argumentam que o atrator feito por materiais naturais deve ser preferido (Baumann et al., 2016). Neste estudo, enquanto a corda de sisal funcionou bem para simular herbáceas aquáticas flutuantes durante a maré alta, ela não durou muito durante a maré baixa e provavelmente foi comida por peixes detritívoros, perifitívoros e outros. Portanto, durante o período de águas baixas, deve-se considerar o uso de materiais naturais, como os recifes de meia-água feitos de galhos.

CONCLUSÃO

O processo de montagem de assembleias de peixes nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas foi imprevisível neste experimento de campo realizado durante o período de águas altas, em uma área de várzea da Amazônia brasileira. Nossos resultados demonstraram que a abundância, riqueza e diversidade de espécies não variaram ao longo do tempo em ilhas artificiais de herbáceas aquáticas e a composição de espécies se manteve similar entre os intervalos de tempo analisados. Os resultados da análise de coocorrência de espécies indicaram aleatoriedade no processo de colonização, sugerindo que as interações bióticas, como a competição e a predação, não são os fatores determinantes da montagem das assembleias de peixes nos novos habitats disponíveis no período de águas altas. Enquanto a análise de composição de espécies entre os ambientes indicou que as ilhas são subconjuntos dos bancos naturais, apresentando assim um padrão

aninhado (nested), e também dominância de espécies nas ilhas artificiais, sendo estes fatores determinísticos em nosso estudo. Portanto, ainda não entendemos a importância relativa desses processos na montagem de comunidades em habitats naturais, como os bancos de herbáceas aquáticas, sendo necessários mais estudos para elucidar esta questão.

Apesar das limitações encontradas neste experimento de campo, a metodologia é viável para futuros estudos sobre a montagem de assembleias de peixes em substratos artificiais, devendo considerar as seguintes recomendações: (1) utilizar ilhas artificiais com dimensões maiores, para assim aumentar a capacidade de suporte do hábitat; (2) garantir que as ilhas artificiais apresentem complexidade espacial, pois é um fator chave para a montagem de comunidades; (3) aumentar o tempo de colonização do experimento, para obter respostas posteriores ao período de 30 dias, utilizando material mais resistente que cordas de sisal; (4) realizar o experimento no início da enchente, período em que os bancos de herbáceas aquáticas começam a se formar, ou no final da vazante / início da seca, que é quando as interações bióticas seriam hipoteticamente mais fortes por causa da diminuição na disponibilidade de habitat (bancos de herbáceas aquáticas); (5) utilizar abordagens que incorporem informações sobre características funcionais e estrutura filogenética das espécies para fornecer uma inferência mais robusta do processo de montagem das comunidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Júlio Junior, H.F. 2003a. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. *In*: Thomaz, S.M.; Bini, L.M. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá.

Agostinho, C.S.; Hahn, N.S.; Marques, E.E. 2003b. Patterns of food resource use by two congeneric species of piranhas (*Serrasalmus*) on the Upper Paraná River Floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2): 177-182.

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 (4): 387-395.

Almeida, F.F.; Melo, S. 2011. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de um lago de inundação amazônico (Lago Catalão, Amazonas, Brasil). *Neotropical Biology and Conservation*, 6 (2): 112-123.

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.

- Arrington, D.A.; Winemiller, K.O. 2006. Habitat affinity, the seasonal flood pulse, and community assembly in the littoral zone of a Neotropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1): 126–141.
- Arrington, D.A.; Winemiller, K.O.; Layman, C.A. 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia*, 144: 157–167.
- Baumann, J.R.; Oakley, N.C.; Mcrae, B.J. 2016. Evaluating the effectiveness of artificial fish habitat designs in turbid reservoirs using sonar imagery. *North American Journal of Fisheries Management*, 36 (6): 1437–1444.
- Belyea, L.R.; Lancaster, J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86: 3.
- Benedito-Cecílio, E.; Araújo-Lima, C.M.; Forsberg, B.R.; Bittencourt, M.M.; Martinelli, L.C. 2000. Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 7 (4): 305-314.
- Bleich, M.E.; Piedade, M.T.F.; Knopki, P.B.; Castro, N.G.D.; Jati, S.R.; Sousa, R.N. 2014. Influência das condições do habitat sobre a estrutura de herbáceas aquáticas na região do Lago Catalão, Manaus, AM. *Acta Amazonica*, 44 (4): 481–490.
- Bohnsack, J.A.; Ecklund, A.M.; Szmant, A.M. 1997. Artificial reef research: is there more than the attraction production issue? *Fisheries*, 22: 17–23.
- Bohnsack, J.A.; Johnson, D.L.; Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes. In: Seaman Jr., W.; Sprague, L.M. (Ed.) *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, New York, 285.
- Bolding, B.; Bonar, S.; Divens, M. 2004. Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: A literature review. *Reviews in Fisheries Science*, 12 (1): 75–96.
- Brito, J.G.; Alves, L.F.; Espírito-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*, 44 (1): 121-134.
- Caraballo, P.; Forsberg, B.R.; Almeida, F.F.; 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 (3): 318-331.
- Carter, A.; Prekel, S. 2008. Benthic colonization and ecological successional patterns on a planned nearshore artificial reef system in Broward County, SE Florida. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*, Ft. Lauderdale, Florida, Session number 24, 7-11.
- Cattaneo, A.; Kalff, J. 1978. Seasonal changes in the epiphyte community of natural and artificial macrophytes in lake memphremagog (QUE.&VT.). *Hydrobiologia*, 60(2): 135-144.
- Chase, J.M. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489–498.

- Connor, E.F.; Simberloff, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, 60 (6): 1132-1140.
- Cummings, S.L. 1994. Colonization of a nearshore artificial reef at Boca Ration (Palm Beach County), Florida. *Bulletin of Marine Science*, 55 (2-3): 1193-1215.
- De Bello, F. 2012. The quest for trait convergence and divergence in community assembly: are null-models the magic wand? *Global Ecology and Biogeography*, 21: 312–317.
- Diamond, J.M. 1975. Assembly of species communities. In: Cody, M.L.; Diamond, J.M. (eds.) *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press, Harvard University Press, Cambridge, pp. 342-444.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. ed. 2. 389 p.
- Folpp, H.; Lowry, M.; Gregson, M.; Suthers, I.M. 2011. Colonization and community development of fish assemblages associated with estuarine artificial reefs. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59 (special issue CARAH): 55-67.
- Forsberg, B.R.; Araújo-Lima, C.A.R.M.; Martinelli, R.A.; Victoria, R.L.; Bonassi, J.A. 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology*, 74 (3): 643–652.
- Freitas, C.E.C.; Siqueira-Souza, F.K.; Guimarães, A.R.; Santos, F.A.; Santos, I.L.A. 2010. Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia*, 27 (6): 931–938.
- Gerrish, N.; Bristow, J.M. 1979. Macroinvertebrate associations with aquatic macrophytes and artificial substrates. *International Association for Great Lakes Research*, 5(1): 69-72.
- Gotelli, N.J. 2000. Null models analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81 (9): 2606–2621.
- Götzenberger, L.; de Bello, F.; Brånthem, K.A.; Davison, J.; Dubuis, A.; Guisan, A.; Lepš, J.; Lindborg, R.; Moora, M.; Pärtel, M.; Pellissier, L.; Pottier, J.; Vittoz, P.; Zobel, K.; Zobel, M. 2012. Ecological assembly rules in plant communities — approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, 87: 111–127.
- Goulding, M.; Carvalho, M.L.; Ferreira, E.G. 1988. *Rio Negro, rich life in poor water*. Hague, Netherlands, SPB Academic Publishing, 200p.
- HilleRisLambers, J.; Adler, P.B.; Harpole, W.S.; Levine, J.; Mayfield, M. 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 43: 227-238.
- Hoare, D.; Jackson, M.J.; Perrow, M. 2006. The addition of artificial macrophytes to provide macroinvertebrate refugia at Alderfen Broad, Norfolk, England. *Conservation Evidence*, 3: 58-60.

- Hoeinghaus, D.J.; Winemiller, K.O.; Birnbaum, J.S. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34: 324–338.
- Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*, 16 (Suppl 1): S9–S21.
- Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Jardeweski, C.L.F.; Almeida, T.C.M. 2005. Sucessão de espécies de peixes em recifes artificiais numa ilha costeira do litoral sul brasileiro. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 9(2): 57-63.
- Jepsen, D.B. 1997. Fish species diversity in sand bank habitats of a neotropical river. *Environmental Biology of Fishes*, 49: 449–460.
- Junk, W.J. 1973. Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana*, 4(1): 9-102.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 1993. Herbaceous plants of the Amazon floodplains near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. *Amazoniana XII* (3/4): 467-484.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: *The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system* (Ed. Junk, W.J.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York, pp. 147-186.
- Junk, W.J.; Robertson, B.A. 1997. Aquatic invetebrates. In: *The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system* (Ed. Junk, W.J.). Springer, Berlin. pp 279-298.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*. 3: 157-164.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. ed.2. Amsterdan, Elsevier, 853 p.
- Leite, R.G.; Silva, J.V.V.; 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 (4): 557-562.
- Levene, H. 1960. Robust tests for equality of variances. In: I. Olkin (ed.), *Contributions to probability and statistics*. Palo Alto, Stanford University Press, p.278–292.
- Levin, S.A. 1974. Dispersion and population interactions. *American Naturalist*, 108: 207–228.
- Lopes, A.; Paula, J.D.; Mardegan, S.F.; Hamada, N.; Piedade, M.T.F. 2011. Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 41: 493-502

- Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584p.
- MacArthur, R.H. 1972. *Geographical ecology*. Harper and Row, New York, USA.
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton. 203 p.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. Chapman and Hall. 179p.
- Mazzeo, N.; Iglesias, C.; Teixeira-de Mello, F.; Borthagaray, A.; Fosalba, C.; Ballabio, R.; Larrea, D.; Vilches J.; Jeppesen, E. 2010. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Eritrinidae) in subtropical food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia*. 644 (1): 325–335.
- Meerhoff, M.; Iglesias, C.; Teixeira-de-Melo, F.; Clemente, J.M.; Jensen, E.; Lauridsen, T.L.; Jeppesen, E. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology* 52: 1009–1021.
- Meier, M.H. 1989. A debate on responsible artificial reef development. Part I of III. In support of public and private sector artificial reef building. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2): 1051–1057.
- Montaña, C.G.; Winemiller, K.O.; Sutton, A. 2014. Intercontinental comparison of fish ecomorphology: Null model tests of community assembly at the patch scale in rivers. *Ecological Monographs*, 84: 91–107.
- Nico, L.G.; Taphorn, D.C. 1988. Food habits of piranhas in the low llanos of Venezuela. *Biotropica*, 20 (4): 311-321.
- Pausas, J.G.; Verdú, M. 2010. The jungle of methods for evaluating phenotypic and phylogenetic structure of communities. *BioScience*, 60: 614-625.
- 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.
- Pianka, E.R. 1974. Niche Overlap and Diffuse Competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)*, 71 (5): 2141-2145.
- 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.
- Röpke, C.P.; Ferreira, E.; Zuanon, J. 2014. Seasonal changes in the use of feeding resources by fish in stands of aquatic macrophytes in an Amazonian floodplain, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 97 (4): 401–414.
- Rossoni, F.; Ferreira, E.; Zuanon, J. 2014. A pesca e o conhecimento ecológico local dos pescadores de acará-disco (*Symphysodon aequifasciatus*, Pellegrin 1904: Cichlidae) na

- Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus, baixo rio Purus, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 9 (1): 109–128.
- Saint-Paul, U.; Zuanon, J.; Correa, M.A.V.; García, M.; Fabré, N.N.; Berger, U.; Junk, W.J. 2000. Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57 (3): 235-250.
- 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 crassipe*. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 25: 369-375.
- Santorelli, S.; Magnusson, W.; Ferreira, E.; Caramaschi, E.; Zuanon, J.; Amadio, S. 2014. Phylogenetic community structure: temporal variation in fish assemblage. *Ecology and Evolution*, 4 (11): 2146–2153.
- Santos, L.N.; Agostinho, A.A.; Alcaraz, C.; Carol, J.; Santos, A.G.N.; Tedesco, P.; García-Berthou, E. 2011. Artificial macrophytes as fish habitat in a Mediterranean reservoir subjected to seasonal water level disturbances. *Aquatic Sciences*, 73: 43–52.
- Santos, L.N.; Araújo, F.G.; Broto, D.S. 2008. Artificial structures as tools for fish habitat rehabilitation in a neotropical reservoir. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 896–908.
- Sá-Oliveira, J.C.; Isaac, V.J.; Araújo, A.S.; Ferrari, S.F. 2016. Factors structuring the fish community in the area of the Coaracy Nunes hydroelectric reservoir in Amapá, northern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9 (1): 16-33.
- Sazima, I.; Machado, F.A. 1990. Underwater observations of piranhas in western Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 28: 17-31.
- Schroeder, R.E. 1987. Effects of patch reef size and isolation on coral reef fish recruitment. *Bulletin of Marine Science*, 41 (2): 441–451.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27 (3): 379-423.
- Shapiro, S.S.; Wilk, M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52 (3): 591–611.
- Stone, L.; Roberts, A. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, 85(1): 74-79.
- Talbot, F.H.; Russell, B.C.; Anderson, G.R.V. 1978. Coral Reef Fish Communities: Unstable, High-Diversity Systems? *Ecological Monographs*, 48 (4): 425–440.
- Teixeira-de-Melo, F.; Oliveira, V.A.; Loverde-Oliveira, S.M.; Huszar, V.L.M.; Barquín, J.; Iglesias, C.; Silva, T.S.F.; Duque-Estrada, C.H.; Silió-Calzada, A.; Mazzeo, N. 2015. The structuring role of free-floating plants on the fish community in a tropical shallow lake: an experimental approach with natural and artificial plants. *Hydrobiologia*. 778 (1): 167-178.

- Thomaz, S.M.; Cunha, E.R. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22 (2): 218-236.
- Webb, C.O.; Ackerly, D.D.; McPeck, M.A.; Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 475-505.
- Weiher, E.; Keddy P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. *Oikos*, 74: 159–164.
- Weiher, E.; Keddy, P.A. 1999. *Ecological Assembly Rules – Perspectives, advances, retreats*. Cambridge: Cambridge University Press. 418 p.
- Wilbur, R.L. 1978. Two types of fish attractors compared in lake Tohopekaliga, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107 (5): 689-695.
- Willis, S.C.; Winemiller, K.O.; Lopez-Fernandez, H. 2004. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142 (2): 284–295.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.
- Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E.C.; Zuanon, J.; Hurd; L.E. 2014. Fish diversity and species composition in small-scale artificial reefs in Amazonian floodplain lakes: Refugia for rare species? *Ecological Engineering*, 67: 165–170.

ANEXO

Anexo I: Lista das espécies capturadas durante o experimento de colonização em ilhas artificiais de herbáceas aquáticas no lago Catalão, Amazonas, com suas respectivas abundâncias totais, amplitude do comprimento padrão e peso (média \pm desvio padrão) em cada intervalo de tempo.

Espécies	5 dias			15 dias			30 dias		
	Abund.	Comprimento (cm)	Peso (g)	Abund.	Comprimento (cm)	Peso (g)	Abund.	Comprimento (cm)	Peso (g)
<i>C. monoculus</i>	3	6-7 (6,5 \pm 0,5)	4,9 - 6,9 (5,8 \pm 1,0)	1	6	4,1	3	7 - 8,5 (8,0 \pm 0,9)	6,2 - 12,38 (9,8 \pm 3,2)
<i>C. nigrofasciata</i>	0	0	0	1	1,4	0,04	0	0	0
<i>C. spilurus</i>	1	1,9	0,18	1	1,6	0,04	1	1,1	0,02
<i>C. plumbeus</i>	1	3,1	0,7	0	0	0	0	0	0
<i>H. diagonicus</i>	10	1,3-2,9 (1,8 \pm 0,4)	0,04 - 0,48 (0,1 \pm 0,1)	8	1,5 - 2 (1,7 \pm 0,1)	0,08 - 0,19 (0,1 \pm 0,04)	3	1,6 - 2,5 (2,0 \pm 0,4)	0,1 - 0,37 (0,2 \pm 0,1)
<i>H. notatus</i>	1	1,8	0,3	2	1,2 - 2 (1,6 \pm 0,5)	0,06 - 0,34 (0,2 \pm 0,1)	2	1,5 - 5,7 (3,6 \pm 2,9)	0,15 - 10,53 (5,3 \pm 7,3)
<i>H. malabaricus</i>	8	1,6-3,4 (2,4 \pm 0,5)	0,08 - 0,8 (0,3 \pm 0,2)	9	1,5 - 12,9 (3,7 \pm 3,7)	0,05 - 43,68 (5,5 \pm 14,3)	5	1,7 - 5,9 (2,7 \pm 1,7)	0,11 - 4,07 (0,9 \pm 1,7)
<i>L. fasciatus</i>	1	2	0,2	0	0	0	3	2,6 - 4,7 (3,7 \pm 1,0)	0,34 - 2,14 (1,1 \pm 0,9)
<i>M. festivus</i>	12	0,4-8,2 (4,6 \pm 2,2)	0,004 - 26,8 (7,7 \pm 8,4)	17	1 - 5,5 (3,6 \pm 1,2)	0,02 - 8,18 (3,1 \pm 2,2)	11	1,4 - 8,8 (4,6 \pm 2,2)	0,1 - 35,3 (8,4 \pm 10,7)
<i>M. ternetzi</i>	0	0	0	1	1,7	0,07	0	0	0
<i>M. intermedia</i>	3	1,9 - 2,2 (2,0 \pm 0,1)	0,13 - 0,19 (0,1 \pm 0,03)	2	1,7 - 2 (1,8 \pm 0,2)	0,1 (0,1 \pm 0)	4	1,4 - 2,2 (1,8 \pm 0,3)	0,05 - 0,24 (0,1 \pm 0,08)
<i>M. duriventre</i>	2	1,4 - 1,6 (1,8 \pm 0,3)	0,1 - 0,2 (0,1 \pm 0,08)	0	0	0	0	0	0
<i>P. nigricans</i>	1	9,2	22,3	0	0	0	0	0	0
<i>P. scalare</i>	4	4 - 4,6 (4,3 \pm 0,2)	3,33 - 5,31 (4,4 \pm 0,9)	11	3,2 - 4,8 (4,1 \pm 0,4)	1,95 - 5,58 (3,9 \pm 1,2)	5	3 - 4,7 (3,6 \pm 0,7)	1,64 - 7,3 (3,5 \pm 2,4)
<i>P. nattereri</i>	2	1,4 - 1,5 (1,4 \pm 0,07)	0,07 - 0,1 (0,08 \pm 0,02)	1	1,5	0,1	0	0	0
<i>R. microlepis</i>	0	0	0	1	13,5	32,57	0	0	0
<i>S. taeniurus</i>	0	0	0	0	0	0	1	9,7	23,02
<i>S. elongatus</i>	4	1,6 - 1,9 (1,7 \pm 0,1)	0,09 - 0,15 (0,1 \pm 0,02)	10	1,3 - 1,9 (1,7 \pm 0,1)	0,04 - 0,15 (0,09 \pm 0,03)	8	1,4 - 2,7 (1,9 \pm 0,4)	0,05 - 0,37 (0,1 \pm 0,1)
<i>S. maculatus</i>	7	1,4 - 3,3 (1,8 \pm 0,6)	0,09 - 1,1 (0,2 \pm 0,3)	20	1,2 - 3,7 (1,6 \pm 0,5)	0,05 - 1,5 (0,1 \pm 0,3)	9	1,3 - 3,1 (1,8 \pm 0,5)	0,1 - 0,25 (0,2 \pm 0,3)
<i>S. rhombeus</i>	2	1,6 - 2,1 (1,8 \pm 0,2)	0,1 - 0,2 (0,1 \pm 0,07)	3	1,7 - 2,4 (1,9 \pm 0,3)	0,13 - 0,3 (0,2 \pm 0,08)	2	2 - 2,1 (2,05 \pm 0,07)	0,26 - 0,3 (0,2 \pm 0,02)
<i>S. sp. "rob"</i>	0	0	0	1	2,4	0,3	0	0	0
TOTAL	62			89			57		

APÊNDICE

Apêndice A: Composição da ictiofauna associada a bancos naturais de herbáceas aquáticas da área do Catalão, entre os anos de 2003 a 2014. As espécies destacadas com sombreamento laranja ocorreram nos bancos e nas ilhas artificiais de herbáceas aquáticas no mesmo ano (2017), e as espécies com sombreamento verde apareceram somente nas ilhas artificiais.

ESPÉCIES	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	TOTAL
<i>Abramites hypselonotus</i>	3	3	3	1	0	4	0	11	2	0	0	0	27
<i>Acarichthys heckelii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	1	48
<i>Acaronia nassa</i>	2	2	0	1	9	1	1	0	0	2	0	3	21
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	7	6	0	0	3	2	2	4	1	0	1	0	26
<i>Adontosternarchus balaenops</i>	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Aequidens tetramerus</i>	0	0	0	1	0	0	26	25	6	39	8	0	105
<i>Agoniatès anchovia</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	5
<i>Amaralia hypsiura</i>	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4
<i>Anadoras grypus</i>	0	0	1	1	1	1	0	4	2	0	0	0	10
<i>Anchoviella guianensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	1	0	5
<i>Anodus elongatus</i>	42	22	22	0	62	0	0	0	0	0	0	0	148
<i>Anodus sp.</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Aphyocharax avarý</i>	0	188	24	141	109	3	20	59	13	31	21	0	606
<i>Aphyocharax pusillus</i>	94	2	13	9	0	0	0	0	10	0	160	0	288
<i>Apistogramma agassizii</i>	1	0	7	15	15	85	33	37	0	5	4	4	206
<i>Apistogramma eunotus</i>	8	3	47	19	9	0	2	6	0	16	1	5	116
<i>Apteronotus bonapartii</i>	4	1	0	0	0	1	0	23	1	0	0	0	30
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0	2	19	1	0	1	0	0	0	2	27	116	168
<i>Auchenipterichthys coracoideus</i>	0	11	17	1	0	0	0	0	0	0	0	0	29
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0	0	0	4	1	0	0	0	3	0	0	0	8
<i>Boulengerella maculata</i>	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	4
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	10	0	0	12
<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	2	13	0	1	21
<i>Brachyhypopomus walteri</i>	4	3	29	20	4	44	2	0	0	1	0	1	108
<i>Brycon amazonicus</i>	0	0	50	0	0	2	0	0	0	0	0	0	50
<i>Caquetaia spectabilis</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	2	0	5
<i>Centromochlus heckelii</i>	3	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	7
<i>Cetopsis candiru</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Chalceus erythrurus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
<i>Charax michaeli</i>	0	16	16	0	1	37	4	2	1	0	0	9	86
<i>Charax tectifer</i>	2	2	12	2	0	0	0	0	0	0	0	0	18
<i>Cichla monoculus</i>	37	15	5	7	1	213	3	371	7	18	51	45	773
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	6	6	8	26	14	36	25	2	4	6	13	16	162
<i>Colomesus asellus</i>	10	22	2	2	0	0	0	7	1	0	3	0	47
<i>Colossoma macropomum</i>	0	2	4	1	0	1	1	4	0	2	0	0	15
<i>Copella nattereri</i>	2	1	2	14	8	1	0	0	3	0	1	0	32
<i>Copella nigrofasciata</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	1	2	2	0	9
<i>Corydoras hastatus</i>	7	15	24	3	0	11	1	2	0	0	0	10	73
<i>Crenicichla inpa</i>	0	11	0	5	1	2	3	0	0	3	0	0	25

<i>Crenicichla semicineta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Ctenobrycon spilurus</i>	52	106	80	105	19	96	27	824	232	27	174	2	1744
<i>Curimata inornata</i>	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Curimatella alburna</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	6
<i>Curimatella meyeri</i>	6	9	3	7	1	0	0	0	1	1	0	1	29
<i>Curimatopsis crypticus</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Curimatopsis macrolepis</i>	0	0	10	55	23	12	0	0	0	0	1	1	102
<i>Cynodon gibbus</i>	0	1	0	5	0	7	0	0	0	0	1	7	21
<i>Cyphocharax plumbeus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3	5
<i>Cyphocharax spiluroopsis</i>	0	0	62	0	0	0	2	10	0	13	2	16	105
<i>Distocyclus conirostris</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>Virescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	6	1	1	2	14
<i>Eigenmannia</i> cf. <i>trilineata</i>	0	0	0	1	1	1	3	42	0	4	2	4	58
<i>Eigenmannia limbata</i>	0	15	0	5	1	0	0	6	1	1	0	10	39
<i>Eigenmannia macrops</i>	1	5	5	5	0	0	0	4	2	0	0	2	24
<i>Geophagus proximus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	1	0	5
<i>Gymnocorymbus thayeri</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	3
<i>Gymnotus carapo</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	6
<i>Hemiodoras stenopeltis</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Hemigrammus bellottii</i>	3	2	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	8
<i>Hemigrammus diagonicus</i>	0	0	12	0	0	0	116	1963	22	179	119	2	2413
<i>Hemigrammus haraldi</i>	0	0	0	0	0	0	10	35	1	32	0	1	79
<i>Hemigrammus levis</i>	255	1179	801	38	1244	3	8	0	147	0	593	0	3656
<i>Hemigrammus lunatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	376	3	6	1	0	386
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	3	13	34	3	63	8	1	0	0	0	0	0	125
<i>Hemiodus argenteus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	9
<i>Hemiodus immaculatus</i>	31	64	2	28	0	0	24	33	934	3	569	41	1218
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	12	0	14
<i>Hemiodus</i> sp.	0	0	0	0	0	8	1	7	7	0	0	2	24
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	1	18	47	0	0	16	0	0	0	0	0	0	17
<i>Heros notatus</i>	0	0	0	6	0	40	0	0	11	0	5	72	94
<i>Heros spurius</i>	101	2	13	7	15	0	2	106	9	21	20	0	311
<i>Hoplias malabaricus</i>	43	35	21	114	22	44	9	77	91	30	30	69	582
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	5	0	0	7
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	0	4	0	2	0	19	0	5	2	0	0	3	35
<i>Hyphessobrycon bentosi</i>	0	0	153	47	0	0	0	0	18	0	0	0	218
<i>Hyphessobrycon copelandi</i>	0	7	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	10
<i>Hyphessobrycon eques</i>	49	22	806	67	115	263	5	92	0	62	1	0	1482
<i>Hyphessobrycon minimus</i>	637	132	0	687	0	0	0	0	0	0	0	0	1456
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	3	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	6
<i>Hypoptopoma gulare</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hypoptopoma incognitum</i>	6	0	2	0	0	0	0	6	1	2	1	20	20
<i>Hypoptopoma</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	10
<i>Hypostomus plecostomus</i>	5	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	9
<i>Hypselecara temporalis</i>	1	1	3	3	4	0	0	0	0	0	5	8	25
<i>Iguanodectes spilurus</i>	6	0	2	0	7	0	8	8	0	4	10	0	45
<i>Ilisha amazonica</i>	2	1	36	1	0	0	0	0	0	0	0	0	40
<i>Jurengraulis juruensis</i>	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Laemolyta proxima</i>	1	6	0	0	1	5	0	0	6	0	0	7	26

<i>Leporinus fasciatus</i>	0	0	0	0	5	0	1	3	2	0	0	0	11
<i>Leporinus friderici</i>	3	7	14	2	2	8	0	15	4	1	1	20	77
<i>Leporinus trifasciatus</i>	0	5	4	3	0	0	0	3	0	0	0	0	15
<i>Leptagoniates pi</i>	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Lycengraulis batesii</i>	16	4	0	6	0	0	0	0	0	0	3	0	29
<i>Mesonauta festivus</i>	133	99	128	202	310	98	63	111	15	68	178	5	1410
<i>Metynnis argenteus</i>	3	19	0	2	3	8	0	0	3	0	0	14	52
<i>Metynnis lippincottianus</i>	0	0	9	17	3	0	0	0	1	0	4	0	34
<i>Metynnis luna</i>	0	0	17	7	0	0	14	9	6	6	15	0	72
<i>Metynnis maculatus</i>	76	11	15	0	0	10	0	0	0	0	1	0	113
<i>Metynnis hypsauchen</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0	5
<i>Microphilypnus ternetzi</i>	4	5	27	5	8	0	0	0	0	0	0	0	49
<i>Moenkhausia collettii</i>	0	73	14	44	178	0	19	124	0	8	64	0	524
<i>Moenkhausia cotinho</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	5	0	33
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	219	219	146	57	39	36	13	2338	91	89	78	0	3325
<i>Moenkhausia gracilima</i>	0	1	7	1	1	0	1	165	10	3	276	4	191
<i>Moenkhausia intermedia</i>	98	0	0	0	0	0	8	518	322	5	26	1	978
<i>Moenkhausia lepidura</i>	464	819	498	676	685	204	0	3	46	0	1	0	3396
<i>Myleus setiger</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	6
<i>Myloplus torquatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	3
<i>Mylossoma aureum</i>	150	64	109	61	3	178	8	16	30	37	34	101	791
<i>Mylossoma duriventre</i>	591	398	454	185	62	96	14	142	189	93	116	66	2406
<i>Nannostomus digrammus</i>	1	13	5	1	53	0	1	0	0	3	0	0	77
<i>Nannostomus eques</i>	20	3	8	50	85	29	5	2	1	1	1	5	210
<i>Nannostomus unifasciatus</i>	72	143	39	62	1261	0	2	24	0	5	2	6	1616
<i>Odontostilbe fugitiva</i>	7	17	470	686	188	34	4	47	5	9	3	1	1471
<i>Ossancora asterophysa</i>	3	0	0	13	4	0	0	1	8	0	3	3	35
<i>Ossancora punctata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	3
<i>Oxyropsis wrightiana</i>	0	6	3	1	0	0	0	0	0	1	0	0	11
<i>Parapteronotus hasemani</i>	12	2	1	6	1	0	2	5	0	0	2	3	34
<i>Pellona flavipinnis</i>	0	2	0	2	2	1	0	0	3	1	0	0	11
<i>Phenocogaster cf. pectinatus</i>	4	0	3	1	1	1	0	2	4	0	0	1	17
<i>Piaractus brachypomus</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>Pimelodus blochii</i>	8	5	7	3	1	0	0	1	4	1	0	1	31
<i>Potamorhina altamazonica</i>	5	0	1	0	0	18	1	2	5	0	2	0	32
<i>Potamorhina latior</i>	0	94	0	1	1	3	0	0	8	0	0	0	107
<i>Potamorrhaphis guianensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Prionobrama filigera</i>	18	117	40	28	136	87	8	91	21	25	8	0	579
<i>Prochilodus nigricans</i>	0	0	2	4	0	7	0	0	3	1	0	0	14
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	0	0	0	0	0	107	0	0	1	1	0	0	109
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	0	0	9	0	0	0	1	0	0	0	0	0	10
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	3
<i>Pterodoras porosus</i>	1	0	0	1	0	0	1	6	0	0	2	0	2
<i>Pterophyllum scalare</i>	1	23	8	15	18	23	48	15	6	58	90	30	335
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	0	23	0	0	0	0	0	9	25	0	0	9	66
<i>Pygocentrus nattereri</i>	52	10	8	0	12	0	4	55	133	0	17	120	411
<i>Pyrrhulina brevis</i>	38	6	4	28	88	53	13	7	19	24	29	92	401
<i>Rhabdolichops eastwardi</i>	0	15	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	21
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	5	0	1	0	0	0	0	0	5	0	1	1	13

<i>Rhamphichthys rostratus</i>	0	0	0	0	0	2	0	2	1	0	0	0	5
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	5	10	95	3	0	5	1	3	6	5	1	8	142
<i>Rhytidodus microlepis</i>	72	86	72	73	14	61	10	19	26	30	30	3	496
<i>Rineloricaria castroi</i>	26	11	3	3	0	0	0	1	0	0	2	0	46
<i>Rineloricaria phoxocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	5
<i>Rivulus obscurus</i>	0	0	2	6	4	1	7	0	0	2	0	0	22
<i>Roeboides affinis</i>	19	65	44	30	2	65	0	1	10	0	7	0	243
<i>Roeboides biserialis</i>	0	0	0	0	0	0	2	20	46	12	3	7	90
<i>Roeboides myersii</i>	13	15	1	0	0	101	0	4	58	5	16	0	213
<i>Satanoperca jurupari</i>	7	1	0	0	0	0	0	2	0	0	2	4	16
<i>Schizodon fasciatus</i>	38	41	46	39	1	41	8	35	27	7	31	28	342
<i>Semaprochilodus insignis</i>	13	10	58	1	3	1	0	0	9	0	0	0	95
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	28	0	1	13	1	14	0	0	1	78	13	2	151
<i>Serrapinnus microdon</i>	4	45	54	51	132	0	0	0	0	0	0	0	286
<i>Serrapinnus micropterus</i>	438	211	186	442	745	28	66	181	94	170	126	2	2689
<i>Serrasalmus elongatus</i>	9	9	12	11	2	4	2	16	1	1	9	2	77
<i>Serrasalmus maculatus</i>	606	113	212	198	33	185	78	292	71	238	94	110	2229
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	101	55	10	30	11	1	10	2	26	10	4	1	261
<i>Serrasalmus sp.n. "robertsoni"</i>	0	0	0	0	0	0	5	12	0	0	0	1	18
<i>Sorubim lima</i>	4	3	3	4	0	0	0	0	0	0	2	1	17
<i>Sorubim maniradii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	0	0	8
<i>Steatogenys elegans</i>	6	1	3	4	0	1	0	7	2	0	0	2	26
<i>Sternarchella schotti</i>	7	5	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	21
<i>Sternarchogiton nattereri</i>	0	5	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	8
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	7	2	2	1	0	0	4	0	0	0	0	16
<i>Stethaprion erythroptus</i>	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	15
<i>Synbranchus aff. lampreia</i>	10	13	10	23	11	20	1	2	22	3	5	4	124
<i>Synbranchus madeirae</i>	0	0	0	0	0	0	1	6	8	10	0	6	31
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	1	7	0	0	1	1	0	1	0	0	3	1	15
<i>Thoracocharax stellatus</i>	1	10	0	1	0	1	0	6	0	1	0	0	20
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	4	23	6	5	6	8	2	2	0	0	0	1	57
<i>Trachelyopterus porosus</i>	0	0	0	0	0	0	7	1	8	4	9	2	31
<i>Trachydoras brevis</i>	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Triporthesus albus</i>	74	59	4	4	0	27	1	6	54	4	75	1	309
<i>Triporthesus auritus</i>	5	190	5	15	2	11	2	3	8	7	12	1	260
<i>Tympanopleira brevis</i>	3	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	7
<i>Zungaro zungaro</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	4