



**UFAM UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**  
**FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS - FCA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL E**  
**RECURSOS PESQUEIROS - PPGCARP**

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE AS ASSEMBLEIAS  
DE PEIXES DE IGARAPÉS DE MANAUS, AMAZONAS,  
BRASIL: PROCESSOS ECOLÓGICOS E PERSPECTIVAS DE  
CONSERVAÇÃO**

**Hélio Daniel Beltrão dos Anjos**

**Manaus – Amazonas**

**2022**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS - FCA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL E  
RECURSOS PESQUEIROS - PPGCARP**

**IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE  
PEIXES DE IGARAPÉS DE MANAUS, AMAZONAS, BRASIL:  
PROCESSOS ECOLÓGICOS E PERSPECTIVAS DE  
CONSERVAÇÃO**

**ORIENTADOR: Dr. JANSEN ALFREDO SAMPAIO ZUANON**

**Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros - PPGCARP/UFAM, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais.**

**Financiamento: Projeto Igarapés (CNPq e FAPEAM)**

**Manaus – Amazonas**

**2022**

### Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

A599i Anjos, Hélio Daniel Beltrão dos  
Impactos da urbanização sobre as assembleias de peixes de igarapés de Manaus, Amazonas, Brasil: processos ecológicos e perspectivas de conservação / Hélio Daniel Beltrão dos Anjos . 2022  
160 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Jansen Alfredo Sampaio Zuanon  
Tese (Doutorado em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Fragmentação florestal. 2. Poluição aquática. 3. Impactos urbanos. 4. Ictiofauna. 5. Peixes não-nativos. I. Zuanon, Jansen Alfredo Sampaio. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

**Sinopse:** O acelerado crescimento populacional de Manaus, associado à prática de invasões de terras, que provocam o desmatamento de grandes áreas de florestas na periferia da cidade, ao despejo de esgoto *in natura* nos igarapés e à invasão de peixes alóctones e exóticos, têm alterado profundamente estes ambientes. Junto com os igarapés, perde-se também uma parcela importante da biodiversidade regional, antes mesmo de ser adequadamente conhecida. Amostragens da ictiofauna foram realizadas em 52 igarapés (dentro e fora de fragmentos florestais) em cinco microbacias hidrográficas da área urbana de Manaus. Foram determinadas a riqueza, diversidade, abundância, biomassa, frequência de ocorrência das espécies. Foi avaliado o papel dos fatores físico-químicos da água e das características estruturais dos igarapés na composição das espécies de peixes. Informações sobre os impactos da perda da qualidade da água e de outros impactos ambientais nas espécies de peixes nativas e a invasão de espécies alóctone e exóticas nos igarapés poluídos são fornecidas. Experimentos *ex situ* visando aprimorar os conhecimentos dos mecanismos envolvidos no processo de substituição das espécies nativas de peixes por espécies não nativas foram realizados.

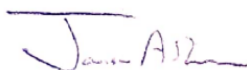
## HÉLIO DANIEL BELTRÃO DOS ANJOS

### IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA CIDADE DE MANAUS, AMAZONAS, BRASIL: PROCESSOS ECOLÓGICOS E PERSPECTIVAS DE CONSERVAÇÃO

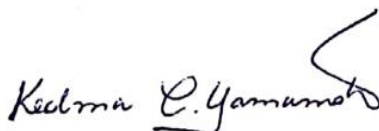
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciência Animal e Recursos Pesqueiros, área de concentração em Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais.

Aprovado em 15 de junho de 2022.

#### BANCA EXAMINADORA



Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon - Presidente  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia



Dra. Kedma Cristine Yamamoto - Membro  
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Alexandre Kemenes - Membro  
Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária



Dra. Thais Billalba Carvalho - Membro  
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia



Dr. André Lincoln Barroso de Magalhães  
Universidade Federal de São José Del Rei

**Dedicatória**

Dedico este trabalho aos meus pais  
Hélio Beltrão (*in memoriam*) e Aldira  
Ramos, pela dedicação e incentivo, em todos os momentos.

**Processos ecológicos essenciais:** são aqueles “governados, sustentados ou intensamente afetados pelos ecossistemas, sendo indispensáveis à produção de alimentos, à saúde e a outros aspectos da sobrevivência humana e do desenvolvimento sustentado”. **Prof. Dr. José Afonso da Silva** (Dr. *Honoris Causa* pela Academia Brasileira de Direito Constitucional).

## **Agradecimentos**

Primeiramente a Deus por todas as iniciativas de minha vida;

À minha querida família (em especial à minha esposa) que nos momentos mais difíceis me apoiou;

Ao grande amigo e orientador, Dr. Jansen Zuanon, pela agradável convivência ao longo desses extraordinários dezoito anos de experiências; por sempre me apoiar e me ajudar em todas as fases deste trabalho, pelas oportunidades e principalmente pelos ensinamentos desde 2004;

Ao Projeto Igarapés pelo financiamento concedido (CNPq e FAPEAM);

Aos amigos do BADPI e do Projeto Igarapés pelo convívio e amizades;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado concedida;

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pela autorização e licença de coleta concedida;

Ao laboratório de Aquicultura do INPA, em nome da Dra. Elizabeth Gusmão; a Embrapa Amazônia Ocidental; e também ao laboratório de Limnologia da UFAM, em nome da Dra. Anete Rubim, pelo uso dos aparelhos e produtos químicos e análises limnológicas realizadas;

Aos professores do PPG-CIPET e atual PPG-CARP pelos ensinamentos e bons momentos, e pela acolhida e oportunidade de aprender com os maiores pesquisadores da biologia de água doce da nossa região;

A todos os funcionários do PPG-CIPET, e principalmente, às Coordenadoras (Dra. Kedma Yamamoto e Dra. Flávia Souza) e também à secretária Antônia pelo auxílio;

Aos queridos colegas da turma de mestrado e doutorado do PPG-CIPET de 2017;

A todos que me apoiaram nessa jornada;

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), pela estrutura fornecida para realização desta pesquisa;

Ào CEUA/INPA pela autorização e permissão para os experimentos envolvendo as espécies;

E por fim, agradeço a todos meus Grandes AMIGOS e COLEGAS da Academia.



## Resumo

A cidade de Manaus vem crescendo de forma acelerada e desordenada, o que provoca a fragmentação da floresta e condena os igarapés urbanos ao desaparecimento. Junto com esses igarapés, perde-se uma parcela importante da biodiversidade aquática local, antes mesmo de ser adequadamente conhecida. Neste contexto, foram estudadas as assembléias de peixes de 52 igarapés dentro e fora de fragmentos florestais urbanos além de experimentos em laboratório, visando avaliar os efeitos da fragmentação florestal e de alterações nas características estruturais e limnológicas dos igarapés (poluição) sobre a composição e diversidade da ictiofauna. Foram coletadas 68 espécies de peixes, de sete ordens e 14 famílias. A riqueza variou de uma a 14 espécies por trecho de 50m de igarapé. Igarapés sujeitos a impactos antrópicos apresentaram mudanças tanto nos parâmetros estruturais e limnológicos, como na composição e estrutura das assembléias de peixes. Igarapés em bom estado de conservação apresentaram riqueza de espécies mais alta, associada a altos valores de oxigênio dissolvido e baixos valores de condutividade e pH, e a situação inversa foi registrada nos igarapés poluídos. A riqueza de espécies por igarapé (1-14 espécies) foi pequena em relação à riqueza total encontrada (68 espécies), indicando uma alta diversidade regional. A similaridade na composição de espécies de peixes variou com o grau de integridade ambiental dos igarapés. Igarapés íntegros apresentaram assembleias mais ricas e diversas, enquanto que igarapés fortemente degradados apresentaram assembleias com poucas espécies e mais similares entre si. Diferenças nas características ambientais originais dos igarapés, bem como o subsequente isolamento de populações de peixes por barreiras químicas (igarapés altamente poluídos entre os fragmentos) podem ser responsáveis pelas diferenças atualmente observadas na composição de espécies em igarapés próximos. Experimentos em laboratório evidenciaram que a qualidade da água afeta as interações agonísticas entre três espécies de ciclídeos (*Aequidens pallidus*; nativa; *Cichlasoma amazonarum*, não nativa/alóctone; e *Oreochromis niloticus*, não nativa/exótica). De forma geral, as interações agonísticas diminuíram entre as espécies em água poluída quando comparado com as interações em água limpa, e essa redução foi especialmente intensa na espécie nativa *A. pallidus*. Em água poluída houve fraca interação interespecífica entre as espécies quando analisadas em grupos mistos com duas espécies, mas houve forte interação intraespecífica em todas as espécies, tanto em grupo monoespecíficos como mistos. Tais resultados indicam que a qualidade da água pode influenciar significativamente as interações agonísticas das espécies de ciclídeos estudadas e, com isso,

interferir no processo de substituição de espécies nativas por não nativas nos igarapés urbanos de Manaus. O conjunto de resultados obtidos na presente Tese indica que a conservação das áreas verdes (remanescentes florestais) da zona urbana de Manaus é imprescindível para a manutenção da diversidade local de peixes de igarapés, e que a destruição de qualquer fragmento pode resultar na extirpação local de várias espécies de peixes, com perda de diversidade de peixes regional. O contínuo crescimento populacional traz consigo degradação ambiental, além de transtornos sociais e econômicos para a cidade de Manaus. Nesse sentido, é necessária a implantação de projetos de recuperação dos igarapés urbanos, assim como a instalação e manutenção de um sistema eficiente de coleta e tratamento de esgotos domésticos, de forma a evitar que sejam despejados diretamente nos igarapés. Projetos de recomposição da vegetação ripária nativa teriam efeitos altamente benéficos na recuperação ambiental dos igarapés urbanos, na conservação da biodiversidade aquática local e regional, e na formação de corredores ecológicos para a fauna e flora, o que poderia retroalimentar os processos ecológicos de recuperação ambiental em uma escala espacial mais ampla.

**Palavras-chave:** Fragmentação florestal, poluição aquática, impactos urbanos, ictiofauna, peixes não-nativos.

## Abstract

The city of Manaus has been growing in an accelerated and disorderly way, which causes the fragmentation of the forest and condemns the urban streams to disappearance. Along with these streams, an important part of the local aquatic biodiversity is lost, even before it is properly known. In this context, fish assemblages from streams of 52 urban forest fragments were studied, in addition to laboratory experiments, aiming to evaluate the effects of forest fragmentation and of alteration in structural and limnological characteristics of streams (pollution) on the composition and diversity of fish assemblages. Sixty-eight fish species from seven orders and 14 families were collected. Richness ranged from one to 14 species per 50-m stream stretch. Streams subjected to anthropic impacts showed changes both in structural and limnological parameters, as well as in the composition and structure of fish assemblages. Streams in a good state of conservation showed higher species richness, associated with high values of dissolved oxygen and low values of electrical conductivity and pH, and the opposite situation was recorded in polluted streams. The species richness per stream (1-14 species) was small in relation to the total richness found (68 species), indicating a high regional diversity. The similarity in fish species composition varied with the degree of environmental integrity of the streams. Well-preserved streams presented richer and more diverse assemblages, while heavily degraded streams presented assemblages with few species and more similar to each other. Differences in the original environmental characteristics of the streams, as well as the subsequent isolation of fish populations by chemical barriers (highly polluted stream stretches among forest fragments) may be responsible for the current differences in species composition in nearby streams. Laboratory experiments showed that water quality affects agonistic interactions between three cichlid species (*Aequidens pallidus*, native; *Cichlasoma amazonarum*, non-native and allochthonous; and *Oreochromis niloticus*, non-native and exotic). In general, agonistic interactions decreased between species in polluted water when compared to interactions in clean water, and this reduction was especially intense in the native species *A. pallidus*. In polluted waters there were weak interspecific interactions between species when analyzed in mixed groups of two species at a time, but there were strong intraspecific interactions in the three species, both in monospecific and mixed groups. These results indicate that water quality modulates the agonistic interactions of the studied cichlid species and may play an important role in the process of replacing native

species with non-native ones in the urban streams of Manaus. The set of results obtained in this thesis indicate that the conservation of forest remnants in the urban area of Manaus is essential for the maintenance of the local diversity of stream fishes, and that the loss of any fragment can result in the local extirpation of several fish species, with loss of regional fish diversity. The continuous population growth brings environmental degradation, as well as social and economic disorder for the city of Manaus, because the process of recovery of these areas is much more onerous and takes more time than their conservation. Thus, it is necessary to implement projects for the recovery of urban streams, as well as the implementation of an efficient system for the collection and treatment of the domestic sewage, so avoiding its direct discharge into the streams. Projects to recompose native riparian vegetation would have highly beneficial effects on the environmental recovery of urban streams, on the conservation of local and regional aquatic biodiversity, and on the formation of ecological corridors for fauna and flora, which could feed back the ecological processes of environmental recovery in a regional spatial scale.

**Keywords:** Forest fragmentation, aquatic pollution, urban impacts, ichthyofaunal, non-native fish.

## Lista de Figuras

### **CAPÍTULO 1: Efeitos da fragmentação do habitat e da poluição sobre as assembleias de peixes em igarapés urbanos de Manaus**

- Figura 1. Localização geográfica da cidade de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil, com a localização das principais microbacias hidrográficas que cortam a cidade (Tarumã, Mindu, Quarenta, lago do Aleixo e Puraquequara), e a localização dos 52 trechos de coleta nos igarapés de 2ª. ordem. (Imagem- LandSat).....41
- Figura 2. Limites da área urbana da cidade de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil, com a localização dos 52 igarapés de 2ª ordem amostrados (Imagem- LandSat), os pontos em verde indicam (igarapés íntegros), laranja (igarapés alterados) e vermelho (igarapés poluídos).....42
- Figura 3. Análise de Componentes Principais (PCA 1 e PCA 2) indicando as projeções das variáveis ambientais e as ordenações dos igarapés íntegros (verde), alterados (laranja) e poluídos (vermelhos) no espaço bidimensional (os números representam os igarapés amostrados, e as letras D= dentro e F= fora do fragmento). Os vetores representam as variáveis ambientais e físico-químicas projetadas no espaço bidimensional. Temp.= Temperatura, pH= Potencial hidrogeniônico, Cond.= Condutividade, LX= lixo, PD= Pedra/cascalho, AR= areia, CO<sub>2</sub>= Dióxido de carbono, NTU= turbidez, AG= argila, MA= macrófita, TR= tronco, RA= raiz, LT= liteira, O<sub>2</sub>= oxigênio dissolvido, Vaz.Méd.= vazão média, Vel.Méd.= velocidade média, Dossel= Abertura de Dossel, Nitrito, Nitrato, Fósforo\_T= Fósforo total, Amônia, Dureza e Clorofila A.....52
- Figura 4. Valores médios, erro e desvio padrão dos scores da PCA 1 (representando o gradiente de integridade ambiental) de igarapés na área urbana de Manaus. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as categorias de integridade (Íntegros, Alterados, Poluídos). Para detalhes sobre os resultados da PCA Apêndice 3.....53
- Figura 5. Similaridade de espécies de peixes (índice de Jaccard) entre igarapés dentro e fora de fragmentos florestais na área urbana de Manaus, de acordo com as categorias de integridade ambiental (íntegros, alterados e poluídos).....55
- Figura 6. Ordenação por meio de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das amostras de peixes em igarapés da zona urbana de Manaus, com base em dados de presença-ausência (similaridade do índice de Jaccard). os números representam os igarapés e as letras indicam “D”= dentro e “F”= fora de fragmentos florestais.....59
- Figura 7. Regressão entre o eixo 1 da PCA (representando o gradiente de integridade ambiental (variáveis limnológicas e estruturais dos igarapés) e o eixo 1 da ordenação da PCoA (representando a composição das assembleias de peixes/presença-ausência das espécies) nos igarapés urbanos da cidade de Manaus.....60
- Figura 8. Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas, igarapés e a correlação da composição de peixes das 50 espécies mais abundantes (> 3 indivíduos). Para uma melhor visualização a CCA foi dividida em dois diagramas: (A) relação das variáveis estruturais

e limnológicas (vetores) com igarapés dentro e fora de fragmentos florestais; e (B) relação entre a presença das espécies (abundância) com os igarapés íntegros (verde), alterados (laranja) e poluídos (vermelho). Os códigos com seis letras representam as espécies (vide Apêndice 4), os números indicam os igarapés, e as letras (D) e (F) indicam se o igarapé se encontra dentro ou fora dos fragmentos florestais, respectivamente. Os vetores representam a influência (direção) e a intensidade (tamanho da linha) das variáveis estruturais e limnológicas projetadas no espaço bidimensional: **Temp.**= Temperatura, **pH**= Potencial hidrogeniônico, **Cond.**= Condutividade, **LX**= lixo, **PD**= Pedra/cascalho, **AR**= areia, **CO<sub>2</sub>**= Dióxido de carbono, **NTU**= turbidez, **AG**= argila, **MA**= macrófita aquáticas, **TR**= tronco, **RA**= raiz, **LT**= literira, **O<sub>2</sub>**= oxigênio dissolvido, **Vaz.Méd.**= vazão média e **Vel.Méd.**= velocidade média, **Dossel**, **Nitrito**, **Nitrato**, **Fósforo total**, **Amônia**, **Dureza** e **Clorofila A**.....62

Figura 9. Relação da degradação do habitat (representada pelos escores do eixo 1 da PCA) com os valores dos atributos ecológicos da ictiofauna: Riqueza (A), Abundância (B), diversidade (C), dominância (D), equitabilidade (E) e biomassa em gramas (F).....64

Figura 10. Influência da abertura do dossel (A), pH (B), concentrações de fósforo total (C), amônia total (D), nitrito (E) e concentração de oxigênio dissolvido (F) sobre a composição das assembleias de peixes em 52 igarapés dentro e fora de fragmentos florestais da área urbana da cidade de Manaus.....65

## **CAPÍTULO 2: A qualidade da água modula interações agonísticas de ciclídeos nativo e invasores em riachos urbanos**

Figura 1. Imagens de indivíduos das espécies de ciclídeos utilizadas nos experimentos: *Aequidens pallidus* (A), *Cichlasoma amazonarum* (B) e *Oreochromis niloticus* (C).....110

Figura 2. Eventos agonísticos realizados por *A. pallidus*, *C. amazonarum* e *O. niloticus* em grupos monoespecíficos em água limpa e poluída. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).....120

Figura 3. Comparação do comportamento agressivo de *A. pallidus* em grupos monoespecíficos e mistos com *C. amazonarum* e *O. niloticus*.....124

Figura 4. Comparação do comportamento agressivo em grupo monoespecíficos e mistos de *C. amazonarum* e *O. niloticus* em água limpa e poluída.....125

Figura 5. Sobrevivência de *Aequidens pallidus* (A), *Cichlasoma amazonarum* (B) e *Oreochromis niloticus* (C), em grupos monoespecíficos, nos tratamentos com água limpa e poluída, ao longo de 63 dias de realização de cada experimento.....128

Figura 6. Sobrevivência de *Aequidens pallidus*, *Cichlasoma amazonarum* e *Oreochromis niloticus* em grupos mistos nos tratamentos com água limpa e poluída, ao longo de 63 dias de realização de cada experimento.....129

## Lista de Tabelas

### **CAPÍTULO 1: Efeitos da fragmentação do habitat e da poluição sobre as assembleias de peixes em igarapés urbanos de Manaus**

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros ambientais medidos nos 52 igarapés amostrados na zona urbana da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, por categoria de integridade (Íntegros, Alterados, Poluídos).....51

Tabela 2. Composição da ictiofauna capturada nos 52 igarapés amostrados na zona urbana de Manaus, com suas respectivas origens, abundância e importância relativa com base na abundância numérica percentual (NP%) e frequência de ocorrência percentual (FO%), nas diferentes categorias de igarapés (íntegros, alterados e poluídos), localizados dentro ou fora de fragmentos florestais.....57

### **CAPÍTULO 2: A qualidade da água modula interações agonísticas de ciclídeos nativo e invasores em riachos urbanos**

Tabela 1. Diagrama do delineamento experimental para avaliação do comportamento agonístico de três espécies de ciclídeos (nativa, alóctone e não nativa). Cada tratamento = 15 réplicas. \* = exemplares por réplica.....113

Tabela 2. Etograma das unidades comportamentais analisadas nos experimentos das espécies *Aequidens pallidus*, *Cichlasoma amazonarum* e *Oreochromis niloticus*, modificadas de Munro & Pitcher (1985), Alvarenga & Volpato (1995) e Teresa & Gonsalves-de-Freitas, (2003).....116

Tabela 3. Média do número de eventos agonísticos por minuto, total e frequência percentual de eventos agonísticos com suas respectivas médias e desvio padrão, observados para as três espécies de ciclídeos nos dois tratamentos (água limpa e poluída).....121

Tabela 4. Frequência absoluta (N) e percentual (%) das interações agressivas observadas em grupos mistos de *Aequidens pallidus* (Aeq.), *Cichlasoma amazonarum* (Cic.) e *Oreochromis niloticus* (Ore.) em água limpa e poluída.....126

## Sumário

Resumo .....	ix
Abstract.....	xi
Lista de Figuras .....	xiii
Lista de Tabelas .....	xv
INTRODUÇÃO GERAL .....	18
REFERÊNCIAS .....	24
HIPÓTESES .....	30
OBJETIVOS.....	31
<i>Objetivo Geral da Tese:</i> .....	31
<i>Objetivos Específicos da Tese:</i> .....	31
CAPÍTULO 1 .....	32
EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT E DA POLUIÇÃO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM IGARAPÉS URBANOS DE MANAUS.....	32
INTRODUÇÃO.....	32
<i>Fragmentação de habitats aquáticos</i> .....	34
<i>Poluição dos habitats aquáticos e ocorrência de espécies não nativas</i> .....	35
MATERIAL E MÉTODOS.....	39
<i>Área de estudo e características regionais</i> .....	39
<i>A escolha dos fragmentos florestais urbanos</i> .....	39
<i>Os igarapés urbanos</i> .....	39
<i>Delineamento amostral</i> .....	40
<i>Coleta de dados</i> .....	42
<i>Parâmetros ambientais</i> .....	43
<i>Coleta, triagem e identificação dos peixes</i> .....	44
<i>Análises estatísticas dos dados</i> .....	45
<i>Estrutura das assembleias de peixes</i> .....	45
<i>Similaridade das assembleias de peixes entre os conjuntos de igarapés amostrados</i> .....	46
<i>Variação na composição das assembleias de peixes em relação às características físico- químicas da água e estruturais dos igarapés</i> .....	47
<i>Relação entre os atributos ecológicos da ictiofauna e as variáveis ambientais</i> .....	48
RESULTADOS .....	49
<i>Caracterização física e físico-química dos igarapés</i> .....	49
<i>Caracterização geral das assembleias de peixes</i> .....	53
<i>Variação na composição da ictiofauna nos igarapés</i> .....	59
<i>Relação entre as variáveis ambientais dos igarapés e a composição das assembleias de peixes</i> .....	60
<i>Efeitos da degradação do habitat sobre a estrutura das assembleias de peixes</i> .....	63
DISCUSSÃO .....	66
<i>A composição da ictiofauna e a estrutura física e limnológica dos igarapés dentro e fora dos remanescentes florestais da área urbana de Manaus</i> .....	66
<i>O futuro dos igarapés urbanos de Manaus: implicações para a conservação</i> .....	74
CONCLUSÕES .....	78
REFERÊNCIAS .....	81
APÊNDICES .....	94
CAPÍTULO 2 .....	103



A QUALIDADE DA ÁGUA MODULA INTERAÇÕES AGONÍSTICAS DE CICLÍDEOS NATIVOS E INVASORES EM RIACHOS URBANOS .....	103
INTRODUÇÃO.....	103
MATERIAL E MÉTODOS.....	109
<i>Espécies utilizadas nos experimentos</i> .....	109
<i>Aclimação</i> .....	110
<i>Procedimentos experimentais</i> .....	111
<i>Delineamento experimental</i> .....	112
<i>Observações e registros comportamentais</i> .....	115
<i>Nota Ética</i> .....	117
<i>Análises estatísticas</i> .....	117
RESULTADOS .....	119
<i>Interações agonísticas em juvenis de <i>Aequidens pallidus</i>, <i>Cichlasoma amazonarum</i> e <i>Oreochromis niloticus</i> em grupos monoespecíficos e mistos</i> .....	119
<i>Grupos monoespecíficos em tratamentos com água limpa e poluída</i> .....	119
<i>Interações agressivas intra- e interespecíficas de <i>Aequidens pallidus</i>, <i>Cichlasoma amazonarum</i> e <i>Oreochromis niloticus</i>, em tratamentos com água limpa e poluída</i> .....	121
<i>Tratamentos com água limpa</i> .....	121
<i>Tratamentos com água poluída</i> .....	122
<i>Sobrevivência em grupos monoespecíficos de <i>A. pallidus</i>, <i>C. amazonarum</i> e <i>O. niloticus</i> nos tratamentos com água limpa e poluída</i> .....	126
<i>Sobrevivência em grupos mistos de <i>A. pallidus</i>, <i>C. amazonarum</i> e <i>O. niloticus</i> nos tratamentos com água limpa e poluída</i> .....	126
DISCUSSÃO.....	130
<i>Interações sociais entre ciclídeos nativos e não-nativos em experimentos com grupos monoespecíficos em água limpa e poluída</i> .....	130
<i>Interações sociais entre ciclídeos nativos e não-nativos em grupos heteroespecíficos em água limpa e poluída</i> .....	132
<i>O futuro de <i>Aequidens pallidus</i> e de outras espécies nativas nos igarapés urbanos de Manaus</i> .....	134
CONCLUSÕES .....	136
REFERÊNCIAS .....	138
Síntese dos principais resultados da Tese.....	146
APÊNDICE .....	147
BELTRÃO, H.; MAGALHÃES, E.R.S.; COSTA, S.; LOEBENS, S.C.; YAMAMOTO, K.C. 2018. Ictiofauna do maior fragmento florestal urbano da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e à poluição. <i>Neotropical Biology and Conservation</i> 13(2):124-137. ....	147

## INTRODUÇÃO GERAL

A urbanização é um fenômeno mundial, e está causando impactos significativos sobre a biodiversidade, os habitats naturais e muitos serviços ecossistêmicos dos quais depende a nossa sociedade (SCBD, 2012; ONU, 2014; CAPPS *et al.*, 2015). Em 2010, a população urbana atingiu dos 3,5 bilhões de habitantes, e elevou uma estimativa vertiginosa de 6,3 bilhões de pessoas vivendo em cidades, em 2050, e nesse intervalo, o planeta terá passado pelo maior e mais rápido período de expansão urbana na história humana (SCBD, 2012). Mesmo em cenários de taxas de urbanização inferiores às estimadas para 2050, as áreas urbanas em todo o planeta atualmente já estão enfrentando desafios graves, entre eles, carências de recursos naturais, mudanças climáticas e a degradação ambiental (McMICHAEL, 2000; ARABY, 2002; SCBD, 2012; ONU, 2014; FERREIRA *et al.*, 2018).

A expansão urbana mundial tem ocorrido principalmente em pequenas e médias cidades, e não em megacidades (ONU, 2014). Essas grandes expansões ocorrem principalmente nas regiões tropicais do planeta (Ásia, África e Américas Central e do Sul), em áreas onde os países se encontram em estágios iniciais ou intermediários de desenvolvimento, e os governos têm baixa capacidade econômica e recursos humanos qualificados, o que limita a adoção de políticas efetivas de governança urbana e de proteção à biodiversidade (ADGER, 2006; SCBD, 2012; ONU, 2014). Como consequência desses processos, as populações utilizam uma grande quantidade de recursos naturais, incluindo a água, e degradam terras em grande quantidade para a habitação, agricultura e pecuária, com efeitos severos sobre a biodiversidade (SCBD, 2012; ONU 2014; FERREIRA *et al.*, 2018).

No Brasil esse fenômeno não é diferente, e a maioria das cidades em todas as regiões do país não possuem políticas públicas adequadas para o planejamento do crescimento populacional e expansão das cidades, para o tratamento de esgotos domésticos e industriais, e para a conservação dos ecossistemas e da biodiversidade (ALMEIDA, 2010; SALLES *et al.*, 2013; ONU, 2014 CABRAL & CÂNDIDO, 2019). Assim como na maioria dos países tropicais, os principais impactos que a expansão das cidades brasileiras têm causado são principalmente o desmatamento de áreas de vegetação nativa, poluição de rios e pequenos corpos d'água, e disseminação de espécies não nativas com elevado potencial invasor (DORIA *et al.*, 2021).

Na Amazônia, que possui a maior bacia hidrográfica do mundo, com cerca de 6,8 milhões de km<sup>2</sup>, dos quais 70,0% constituem território brasileiro (GOULDING *et al.*, 2003), vive uma população de aproximadamente 25 milhões de habitantes. Cerca de 60% dessas pessoas vivem em 775 cidades (IBGE, 2022), localizadas principalmente nas margens dos grandes rios, e inseridas em microbacias com centenas de pequenos igarapés (OLIVEIRA *et al.*, 2003; BARTOLI, 2018; CARDOSO *et al.*, 2020). Assim, além da floresta e rios, são os pequenos corpos d'água os ambientes mais ameaçados pela urbanização (SILVA, 1992; BELTRÃO *et al.*, 2018).

Os rios que abrangem a região amazônica representam aproximadamente 20% de toda a água doce líquida do planeta, incluindo o majestoso rio Amazonas e seus tributários (GOULDING *et al.*, 2003) e miríades de pequenos igarapés de terra firme. Na Amazônia Central, por exemplo, podem ser encontrados entre 2 e 4 quilômetros lineares de igarapés por km<sup>2</sup> de floresta, o que torna essa rede hidrográfica a mais densa do planeta (FRANKEN & LEOPOLDO, 1984). As comunidades de peixes desses igarapés estão entre as mais diversificadas e menos conhecidas, podendo ser encontradas de 20 a 50 espécies em um único corpo d'água de pequeno porte (1<sup>a</sup> até 3<sup>a</sup> ordem) (ENDERSON & WALKER, 1986; SILVA, 1992; SILVA & SILVA, 1993; BUHRNHEIM, 1998; KIROVSKY, 1998; SABINO & ZUANON, 1998; ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1999; SABINO, 1999; LOWE-McCONNELL, 1999; KEMENES, 2000; KIROVSKY, 2001; MORTATI, 2004; PAZIN *et al.*, 2006; ANJOS, 2005; MENDONÇA *et al.*, 2005; GALUCH, 2007; BELTRÃO, 2007; CARVALHO, 2008; ESPIRITO-SANTO, 2007; DIAS *et al.*, 2009; ZUANON *et al.*, 2015).

Esses igarapés apresentam águas ácidas, devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos, são pobres em sais minerais (principalmente cálcio, magnésio e potássio) e apresentam baixas concentrações de nutrientes (WALKER, 1990; CARVALHO, 2008; ANJOS, 2013). Nas áreas dos baixios por onde fluem os igarapés, a floresta densa deixa pouca luz atingir a superfície da água, limitando, assim, a produção de algas e plantas aquáticas superiores, que poderiam servir como base da cadeia alimentar aquática (WALKER, 1990; WALKER, 1995; PASCOALOTO, 2001; MENDONÇA *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2008; ANJOS, 2013). Assim, as cadeias alimentares aquáticas são basicamente dependentes da liteira (material vegetal alóctone proveniente da floresta), que cai nos igarapés, como galhos, folhas, flores, frutos, troncos, sementes e pólen (WALKER, 1990; WALKER 1991; LOWE-McCONNELL, 1999;

MENDONÇA *et al.*, 2005; CARVALHO, 2008; ANJOS, 2013). Uma grande proporção da liteira que cai na água (até ~73%) é rapidamente decomposta principalmente por fungos (WALKER, 1990), que são consumidos por micro- e macroinvertebrados, que, por sua vez, são os principais alimentos dos pequenos peixes de igarapés, juntamente com os insetos terrestres que caem na superfície da água (KNOPPEL, 1970).

A floresta é fundamental para a existência da extensa rede de igarapés da Amazônia Central, pois a cobertura vegetal ajuda a manter a integridade do solo e a capacidade de retenção da água, o que reduz o escoamento superficial e minimiza a erosão (WALKER, 1995; FARIA & MARQUES, 1999). Além disso, a floresta pluvial densa possibilita que os igarapés mantenham seu fluxo mesmo em períodos extremos de seca/estiagem, graças à retenção de água no solo e à manutenção do lençol freático superficial (WALKER, 1990). Por influenciar diretamente na manutenção dos habitats aquáticos, a floresta é essencial à manutenção da qualidade da água, do solo e à conservação da biodiversidade aquática da Amazônia (BOJSEN & BARRIGA, 2002; NESSIMIAN *et al.*, 2008; BELTRÃO *et al.*, 2018).

Apesar dessa expressiva importância ecológica e faunística, esses ambientes vêm sendo profundamente alterados nas últimas décadas, com um aumento significativo de diferentes impactos, como o desmatamento decorrente da conversão do solo para uso na agricultura e pecuária (BRIANT *et al.*, 2010), a construção de hidrelétricas (LESS *et al.*, 2016), a mineração (ASNER *et al.*, 2013), a expansão das cidades (JACOB *et al.*, 2013; CARDOSO *et al.*, 2020) e a introdução de peixes não nativos com potencial invasor (DORIA *et al.*, 2021).

Existem poucas informações a respeito desses impactos sobre as comunidades ictíicas encontradas em pequenos igarapés da Amazônia (BOJSEN & BARRIGA, 2002), especialmente em áreas urbanizadas (SILVA, 1995; BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014; FERREIRA *et al.*, 2012; GOMES, 2020). Em cidades localizadas na Amazônia Central brasileira, tais como: Manaus, Manacapuru, Itacoatiara, Presidente Figueiredo, Iranduba e Rio Preto da Eva, existem centenas de igarapés dentro e nos arredores das áreas urbanas, sendo que estes igarapés estão susceptíveis aos impactos dos processos de ocupação e expansão urbana.

Em grandes aglomerados urbanos como a cidade de Manaus (capital do Estado do Amazonas), com mais de 2.255.000 milhões de habitantes (IBGE, 2022), a expansão urbana desordenada tem provocado a fragmentação de habitats devido ao desmatamento de florestas primárias e à destruição de habitats aquáticos (KIROVSKY, 2001; MARINHO & MESQUITA,

2001; BELTRÃO, 2007). Como consequência dessa expansão descontrolada e desordenada, também ocorre o despejo de esgotos domésticos e industriais sem tratamento, tornando os igarapés descaracterizados estruturalmente e eutrofizados ao longo do tempo, devido ao aporte excessivo de matéria orgânica e outros poluentes (SILVA & SILVA, 1993; WAICHMAN & BORGES, 2003). Além disso, nas últimas duas décadas tem-se verificado a presença de espécies não nativas de peixes nos igarapés poluídos da cidade de Manaus (BESSA, 2003; BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018) que podem trazer consequências negativas adicionais à biodiversidade local, devido à sua rusticidade e aparente tolerância à poluição, além do seu possível potencial invasor de ambientes íntegros remanescentes dentro da cidade de Manaus e arredores (DORIA *et al.*, 2021).

Todos esses fatores podem trazer consequências negativas para a fauna, flora e o próprio funcionamento dos ecossistemas urbanos, e também para a saúde da população humana, uma vez que muitas doenças são associadas à veiculação hídrica, como cólera e hepatite A, que matam mais de 4,0 milhões de pessoas todos os anos no planeta (ONU, 2014). Estima-se que a poluição e falta de saneamento básico, por exemplo, matem juntas pelo menos 1,7 milhões de crianças anualmente no mundo (ONU, 2014). Isso demonstra a necessidade de ampliarmos as pesquisas nesses ambientes, que são extremamente valiosos para a manutenção da biodiversidade Amazônica e para a saúde da população humana, identificando os impactos e os níveis de integridade desses ecossistemas, a persistência de espécies nativas e a presença de espécies não nativas nesses sistemas, para que possamos mitigar a degradação desses habitats aquáticos. Neste sentido, há a necessidade de entendermos melhor os processos envolvidos na degradação dos corpos d'água urbanos, na perda da biodiversidade nativa e os processos de substituição/invasão de espécies não nativas, para elaborar projetos de recuperação, manutenção e de uso sustentável desses recursos.

Muitos estudos demonstram que modificações ambientais modulam o comportamento agonístico de peixes, assim, modificações nas características dos ambientes (como a descaracterização dos habitats e poluição da água) podem afetar o comportamento e a fisiologia de espécies de peixes, fazendo emergir estratégias para sobreviverem em ambientes inadequados (STOYANOVA *et al.*, 2015; SILVA, 2020; SU *et al.*, 2021). Desse modo, estudos envolvendo fatores relacionados a alterações ou modificações ambientais e seus efeitos sobre o comportamento das espécies são importantes para que se entendam as relações entre espécies,

tanto em ambientes bem preservados (com características de água limpa) quanto degradados (com água poluída). Isso é importante porque o comportamento é entendido como uma relação interativa de transformação mútua entre o organismo e o ambiente que o cerca, na qual os padrões de conduta são naturalmente selecionados em função dos valores adaptativos das espécies (BLANCHET *et al.*, 2006).

Nesse sentido propomos elaborar e realizar experimentos para avaliar o papel das interações agonísticas no desempenho biológico de espécies de ciclídeos que ocorrem com alta frequência e elevada abundância em pequenos igarapés da cidade de Manaus, como *Aequidens pallidus* (um acará nativo, amplamente distribuído em igarapés de terra firme da Amazônia Central), *Cichlasoma amazonarum* (um acará não nativo em igarapés de terra firme/alóctone, amplamente distribuído em lagos e paranás de várzea na Amazônia, mas que invade igarapés de terra firme ambientalmente alterados de Manaus) e *Oreochromis niloticus* (tilápia, não nativa/exótica, originária da África, com ocorrência em igarapés fortemente poluídos de Manaus) (BELTRÃO, 2007). Ciclídeos foram escolhidos para a realização deste estudo porque seu comportamento social é fortemente baseado em hierarquia de dominância e territorialidade (VOLPATO & FERNANDES, 1994; TERESA & GONÇALVES-FREITAS, 2003). Isso pode nos revelar se o ciclídeo nativo apresenta comportamento agonístico similar em água limpa e poluída quando é confrontado com espécies não nativas, resistindo a perturbações em seus habitats com a poluição da água, ou se essas perturbações ambientais podem causar alterações comportamentais e fisiológicas ao ponto de extirpá-lo desses ambientes, abrindo vantagem para espécies mais resistentes aos efeitos da poluição da água em igarapés urbanos, como o acará de várzea e a tilápia, possibilitando assim a invasão por espécies não nativas de peixes nos igarapés de terra firme de Manaus.

Assim, o presente estudo visa a obter informações sobre a estrutura das assembleias de peixes, a integridade ambiental, e o comportamento agonístico de espécies nativas e não nativas ocorrentes nos igarapés urbanos da cidade de Manaus, que poderão ser utilizadas para o manejo destes cursos d'água, ainda tão desconhecidos sob vários aspectos e já fortemente ameaçados (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014; DORIA *et al.*, 2021).

Neste contexto, esta Tese foi dividida em dois capítulos. O capítulo 1 enfoca os padrões de distribuição da ictiofauna de igarapés da área urbana de Manaus, onde foram verificadas a riqueza e composição das assembleias de peixes, em relação às características ambientais dos

igarapés ao longo de um gradiente de perturbação decorrente da fragmentação florestal e da poluição.

No capítulo 2 buscou-se entender os processos de invasão e ocupação de igarapés por espécies de peixes não nativas (exóticas e alóctones), analisando por meio de experimentos em laboratório como ciclídeos nativos e não nativos interagem em ambientes com água limpa e poluída. Até o presente momento, não se conhecem estudos publicados abordando simultaneamente aspectos da poluição da água e padrões de comportamento de peixes na Amazônia Central.

Ao final, é apresentada uma breve síntese dos principais resultados e das conclusões decorrentes dos estudos contidos na presente Tese. Além disso, em anexo, é apresentado um breve estudo (no formato de artigo científico publicado) sobre peixes de igarapés de um fragmento florestal ameaçado pela urbanização e poluição, fornecendo informações sobre a degradação de corpos d'água urbanos e perda da diversidade de peixes e contribuindo para uma melhor compreensão destes sistemas.

## REFERÊNCIAS

- ADGER, W.N. 2006. Vulnerability. **Global Environmental Change**, 16(3): 268-281. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006>.
- ALMEIDA, L.Q.D. 2010. Vulnerabilidades socioambientais de rios urbanos: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, Região metropolitana de Fortaleza, Ceará. **Tese de Doutorado**- Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 278p.
- ANJOS, M.B. 2013. Fontes autotróficas de energia para a ictiofauna de riachos de floresta de terra firme pertencentes à bacia de drenagem do Rio Preto da Eva, Amazonas, Brasil. **Tese de Doutorado**- Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia. 100p.
- ANJOS, M.B. 2005. Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características tróficas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 68p.
- ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; JIMÉNEZ, L.F.; OLIVEIRA, R.S.; ETEROVICK, P.C.; MENDONZA, U.; JEROZOLIMKI, A. 1999. Relação entre o número de espécies de peixes, complexidade de hábitat e ordem do riacho nas cabeceiras de um tributário do rio Urubu, Amazônia Central. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 11(2): 127-135.
- ARABY, M.E. 2002. Urban growth and environmental degradation: The case of Cairo, **Egypt Cities**, Vol. 19(6): 389-400.
- ASNER, G.P.; LLACTAYO, W.; TUPAYACHI, R.; LUNA, E.R. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. **PNAS - Proceedings of the National Academy of Sciences**. 110 (46) [www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073](http://www.pnas.org/lookup/suppl/doi:10.1073)
- BARTOLI, E. 2018. Cidades na Amazônia, sistemas territoriais e rede urbana. **Mercator**, Fortaleza, v. 17, e17027. 1-16. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2018.e17027>.
- BELTRÃO, H.D.B. 2007. Efeitos da fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 101p.
- BELTRÃO, H.D.B.; MAGALHÃES, E.R.S.; COSTA, S.B.; LOEBENS, S.C.; YAMAMOTO, K.C. 2018. Ictiofauna do maior fragmento florestal da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e a poluição. **Neotropical Biology and Conservation**, 13(2): 124-137.
- BESSA, J.D.O. 2003. Ocorrência e distribuição de espécies de peixes exóticas e alóctones em igarapés e rios do Estado do Amazonas- Brasil. **Monografia**- Universidade Federal do Amazonas/Faculdade de Ciências Agrárias. 45p.
- BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47: 2246-2260.



BLANCHET, S., DODSON, J.J.; BROSSE, S. 2006. Influence of habitat structure and fish density on Atlantic salmon *Salmo salar* L. territorial behaviour. **Journal of Fish Biology**, 68: 951-957

BRIANT G.; GOND, V.; LAURANCE, S.G. 2010. Habitat fragmentation and the desiccation of forest canopies: a case study from eastern Amazonia. **Biological Conservation**, 143(11): 2763-2769. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.024>

BUHRNHEIM, C.M. 1998. Estrutura de Comunidades de peixes em igarapés de floresta de terra firme na Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 166p.

CABRAL, L.N.; CÂNDIDO, G.A. 2019. Urbanização, vulnerabilidade, resiliência: relações conceituais e compreensões de causa e efeito. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, 11, e20180063. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.002.AO08>

CARDOSO, A.C.D.; LIMA, J.J.F.; PONTE, J.P.X.; NETO, R.S.V.; RODRIGUES R.M. 2020. Morfologia urbana das cidades amazônicas: a experiência do Grupo de Pesquisa Cidades na Amazônia da Universidade Federal do Pará. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, 12: 1-18, e20190275.

CARVALHO, L.N. 2008. História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do Conceito do Rio Contínuo. **Tese de Doutorado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas. 142 p.

CASSEMIRO, F.A.S.; BAILLY, D.; GRAÇA, W.J.; AGOSTINHO, A.A. 2017. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. **Hydrobiologia**, <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>

CAPPS, K.A.; BENTSEN, C.N.; RAMÍREZ, A. 2015. Poverty, urbanization, and environmental degradation: urban streams in the developing world. **Freshwater Science**. 35(1):429–435. DOI:10.1086/684945

CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J.D. 2011. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. **Fisheries**, vol 36(5): 215-230.

CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(4): 1101-1110.

DIAS, M.S.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. 2009. Effects of Reduced-Impact Logging on fish assemblages in Central Amazonia. **Conservation Biology**, 24(1): 278-286.

DORIA, C.R.C.; AGUDELO, E; AKAMA, A; BARROS, B; BONFIM, M; CARNEIRO, L; BRIGLIA-FERREIRA, S.R; NOBRE, C. L; BONILLA-CASTILLO, C.A; CHARVET, P; DOS SANTOS, C. D.T.B; DA SILVA, H.P; GARCIA-DÁVILA, C.R; DOS ANJOS, H.D.B;

DUPONCHELLE, F; ENCALADA, A; FERNANDES, I; FLORENTINO, A.C; GUARIDO, P.C.P; DE OLIVEIRA, G.T.L; JIMENEZ-SEGURA, L; LASSO-ALCALÁ, O.M; MACEAN, M.R; MARQUES, E.E; MENDES-JÚNIOR, R.N.G; MIRANDA-CHUMACERO, G; NUNES, J.L.S; OCCHI, T.V.T; PEREIRA, L.S; CASTRO-PULIDO, W; SOARES, L; SOUSA, R.G.C; TORRENTE-VILARA, G; VAN DAMME, P.A; ZUANON, J.; VITULE, J.R.S. 2021. The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. **Front. Ecol. Evol.** 9:646702. doi: [10.3389/fevo.2021.646702](https://doi.org/10.3389/fevo.2021.646702)

ESPIRITO-SANTO, H.M.V. 2007. Variação temporal da ictiofauna em igarapés de terra-firme, Reserva Ducke, Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 44p.

FARIA, A.P.; MARQUES, J.S. 1999. O desaparecimento de pequenos rios brasileiro. **Ciência Hoje**, 25 (146): 56-61.

FERREIRA, S.J.F.; MIRANDA, S.A.F.; FILHO, A.O.M.; SILVA, C.C. 2012. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, 42(4): 533-540. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000400011>

FERREIRA, C.S.S.; WALSH, R.P.D.; FERREIRA, A.J.D. 2018. Degradation in urban áreas. **Environmental Science & Health**, 5(1):19-25. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.001>

FRAGOSO-MOURA, E.N.; OPORTOB, L.T.; MAIA-BARBOSAB, P.M.; BARBOSAB, F.A.R. 2016. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. **Brazilian Journal of the Biology**. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.07914>

FRANKEN, W.; LEOPOLDO, P.R. 1984. Hydrobiology of catchment areas of Central Amazonian forest stream. pp. 501-519. *In*: SIOLI, H.; W. JUNK (Eds.). The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. **Publ. Dordrecht**. 456p.

GALUCH, A.V. 2007. Adaptação de um Índice de Integridade Biótica para igarapés da Amazônia Central, com base em atributos ecológicos da comunidade de peixes. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 53p.

GOMES, A. 2020. Efeitos da Degradação Ambiental sobre Relações Parasito-Hospedeiro em Riachos Urbanos na Amazônia. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 57p.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. **Smithsonian Institution**, U.S.A. 253p.

GUARIDO, P.C.P. 2014. Degradação ambiental e presença de espécies de peixes não nativas em pequenos igarapés de terra firme de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 58p.

HENDERSON, P.A.; WALKER, I. 1986. On the leaf litter community of the Amazonian black water stream arumãzinho. **Journal of Tropical Ecology**, 2:1-17.

IBGE. 2022. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística** – Cidades e Estados: cidade de Manaus, AM. Internet: [www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php](http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php).

JACOBS, W.; PEGLER, L.; REIS, M.; PEREIRA, H. 2013. Transport, commodity flow and urban economic development in the Amazon: the case of Belém and Manaus. **Caderno Metropolitano**. 15(30): 1-21. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-9996.2013-3002>

KEMENES, A. 2000. Fatores influenciando a estrutura trófica e distribuição espacial das comunidades de peixes em igarapés de cabeceira, Parque Nacional do Jaú, AM. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 82p.

KIROVSKY, A.L. 1998. Comunidades de peixes de áreas naturais e impactadas por barragens e clareiras artificiais em igarapés da Amazônia Central, AM. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 292p.

KIROVSKY, A.L. 2001. Peixes de Igarapés: Conhecer para Proteger. **Ciência Hoje**, 30(177): 65-69.

KNOPPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient ecology of Amazonian rainforest streams. **Amazoniana**, II, 257-352.

LEES, A.C.; PERES, C.A.; FEARNESIDE, P.M.; SCHNEIDER, M.; ZUANON, J.A.S. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity and Conservation** 25(3): 451-466. [Doi10.1007/s10531-016-1072-3](https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3). ISBN 0960-3115

LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. **EDUSP**, São Paulo. 536 p.

McMICHAEL, A.J. 2000. The urban environment and health in a world of increasing globalization: issues for developing countries. **Bulletin of the World Health Organization**, 2000, 78(9):1117-1126.

MARINHO, T.A.S.; MESQUITA, R.C.G. 2001. Os impactos da urbanização sobre os fragmentos florestais urbanos da cidade de Manaus. **Relatório de PIBIC/CNPq/INPA**. 23p.

MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, 4: 750–763.

MORTATI, A.F. 2004. Colonização por peixes no folhicho submerso: implicações das mudanças na cobertura florestal sobre a dinâmica da ictiofauna de igarapés na Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 69p.

NESSIMIAN, J.L.; VENTICINQUE, E.M.; ZUANON, J.; MARCO-JR, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 1:1-14.

ONU. 2014. União das Nações Unidas -Department of Economic and Social Affairs Population Division. World Urbanization Prospects: the 2014 revision (pp. 517). **New York**: United Nations. Acessado em 20 de abril de 2015, de <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/files/wup2014-report.pdf>

PASCOALOTO, D. 2001. Características ambientais de cinco igarapés de terra firme em reservas florestais no Estado do Amazonas e sua relação com *Batrachospermum cayennense* (Batrachospermaceae, Rhodophyta). **Acta Amazonica**, 31(4): 597-606.

PAZIN, V.F.V.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to 'terra-firme' streams in Central Amazonia. **Freshwater Biology**, 51: 1025-1037.

SABINO, J. 1999. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística, pp. 183-208. *In*: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R., (Eds.). Ecologia de peixes de riachos. **Série Oecologia Brasiliensis**, v. 6. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

SABINO, J.; ZUANON, J. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyology Explorer Freshwaters**, 8(3): 201-210.

SALLES, M.C.T.; GRIGIO, A.M.; SILVA, M.R.F. 2013. Expansão urbana e conflito ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN – Brasil. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, 25(2): 281-290.

SCBD, 2012. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Cities and Biodiversity Outlook. A Global Assessment of the Links between Action and Policy Urbanization, Biodiversity, and Ecosystem Services. **ONU**, 64p. <http://www.cbd.int/en/subnational/partners-and-initiatives/cbo>.

SILVA, C.P.D. 1992. Influência das modificações ambientais sobre a comunidade de peixes de um igarapé da cidade de Manaus (Amazonas). **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 112p.

SILVA, C.P.D. 1995. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**. XIII (3/4): 221-236.

SILVA, E.N.S.; SILVA, C.P.D. 1993. A expansão de Manaus como exemplo do processo de extinção de igarapés, pp. 25-42. *In*: FERREIRA, E.J.G., SANTOS, G.M., LEÃO, E.L.M.; OLIVEIRA, L.A. (Eds). Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia. **INPA**. Manaus. Vol. 2.

SILVA, L.A. 2020. Biomarcadores de exposição e efeito indicam alterações na saúde do peixe *Aequidens pallidus* (Cichliformes, Cichlidae) após exposição in situ em igarapés urbanos. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, 64p.

STOYANOVA, S.; YANCHEVA, V.S.; VELCHEVA, I.; UCHIKOVA, E.; GEORGIEVA, E. 2015. Histological Alterations in Common Carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) Gills as Potential Biomarkers for Fungicide Contamination. **Biological and Applied Sciences - Braz. arch. biol. technol.** 58(5). <https://doi.org/10.1590/S1516-89132015050151>

SU, G.; LOGEZ, M.; XU, J.; TAO, S.; VILLÉGER, S.; BROSSE, S. 2021. Human impacts on global freshwater fish biodiversity. **Science**, 371, 835–838. DOI: [10.1126/science.abd3369](https://doi.org/10.1126/science.abd3369)

TERESA, F.B.; GONÇALVES-FREITAS, E. 2003. Interações agostísticas de *Geophagus surinamensis* (Teleóstei: Cichlidae). **Revista de Etologia**, 3(2): 121-126.

VITULE, J.R.S.; FREIRE, C.A.; SIMBERLOFF, D. 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, 10(1), 98-108. Doi:[10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00312.x).

VITULE, J.R.S.; SKOÓRA, F.; ABILHOA, V. 2012. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. **Diversity and Distributions**, 18: 111–120.

VITULE J.R.S.; OCCHI, T.V.T.; KANG, B.; MATSUZAKI, S.I.; BEZERRA, L.A.; DAGA, V.S.; FARIA, L.; FREHSE F.A.; WALTER, F.; PADIAL A.A. 2019. Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. **Biodiversity and Conservation**; 28: 3037-3043.

VOLPATO, G.L.; FERNANDES, M.O. 1994. Social control of the growth in fish. **Brazilian Journal of the Medical and Biological Research**. 27(1): 797-810.

WALKER, I. 1990. Ecologia e biologia dos igapós e igarapés. **Ciência Hoje**, 11(64): 46-52.

WALKER, I. 1991. The Biology of streams as part of Amazonian Forest Ecology. **Experientia**, 43: 279-287.

WALKER, I. 1995. Amazonian streams and small rivers, pp. 167-193. In: TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E. M.; TUNDISI, T.M. (Eds.). Limnology in Brazil. **Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society**. Rio de Janeiro.

WAICHMAN, A.V.; BORGES, J.T. 2003. Recursos Hídricos Urbanos – Proposta de um modelo de planejamento e gestão integrada e participativa no município de Manaus – AM. **T & C Amazônia**, 1(3): 40-44.

ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; ESPIRITO-SANTO, H.M.; DIAS, M.S.; GALUCH, A.V.; AKAMA, A. 2015. Guia de Peixes da Reserva Ducke, Amazônia Central. Manaus, **INPA**, 154 p.

## **HIPÓTESES**

H<sub>1</sub>. A composição de espécies de peixes nos igarapés urbanos varia em função do grau de integridade ambiental (estrutural e limnológica), com perda e substituição de espécies nos igarapés poluídos.

H<sub>2</sub>. A perda de qualidade da água (poluição) em igarapés que conectam fragmentos florestais funciona como uma barreira química que dificulta ou impede a movimentação dos peixes nativos, gerando diferenças marcantes na ictiofauna presente nos fragmentos.

H<sub>3</sub>. A ocorrência de espécies de peixes não nativas em igarapés degradados nos fragmentos florestais é facilitada pelas alterações na estrutura do habitat e na qualidade da água e da consequente extirpação local de espécies nativas.

H<sub>4</sub> A qualidade da água modula as interações sociais intra- e interespecíficas entre peixes nativos e não nativos nos igarapés, e afeta diferencialmente a mortalidade das espécies.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo Geral da Tese:**

O presente estudo tem como objetivo determinar como as assembleias de peixes de igarapés urbanos de Manaus respondem a múltiplas fontes de distúrbios antrópicos, como o desmatamento, a poluição da água, e a invasão por espécies não nativas.

### **Objetivos Específicos da Tese:**

- ✓ 1) Determinar a riqueza, composição e abundância relativa das assembleias de peixes de igarapés íntegros, alterados (estruturalmente) e poluídos (com evidências de poluição da água) na zona urbana de Manaus;
- ✓ 2) Avaliar a relação entre riqueza, abundância, diversidade, dominância e equitabilidade da ictiofauna e os efeitos da degradação ambiental em trechos de igarapés dentro e fora de fragmentos florestais urbanos;
- ✓ 3) Avaliar a similaridade na composição de espécies das assembleias de peixes em um gradiente de degradação ambiental, bem como em trechos dentro e fora de fragmentos florestais urbanos;
- ✓ 4) Caracterizar a estrutura física e limnológica de igarapés que nascem dentro de remanescentes florestais e percorrem áreas urbanizadas de Manaus;
- ✓ 5) Avaliar os efeitos da fragmentação florestal e de alterações físico-químicas da água dos igarapés sobre as assembleias de peixes da área urbana de Manaus;
- ✓ 6) Avaliar os processos de invasão de igarapés urbanos de Manaus por espécies de peixes não nativas e as relações desse processo com a poluição da água;
- ✓ 7) Analisar experimentalmente as possíveis diferenças comportamentais (competição por espaço e alimento) entre espécies nativas, alóctones e exóticas, quando submetidas a condições ambientais similares às de igarapés íntegros e poluídos.

# **EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DO HABITAT E DA POLUIÇÃO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM IGARAPÉS URBANOS DE MANAUS**

## **INTRODUÇÃO**

Na Amazônia, o crescimento populacional acelerado e desordenado, associado à urbanização, têm provocado alterações nos ambientes naturais, que vêm sendo gradativamente impactados devido ao desmatamento e outras alterações físicas dos habitats, poluição, à introdução de espécies não nativas e à extinção local de espécies (KIROVSKY, 2001; COUCEIRO, 2005; BELTRÃO *et al.*, 2018; DORIA *et al.*, 2021).

No Estado do Amazonas, que possui uma área total de 1.570.000 Km<sup>2</sup> (32,2% da Amazônia brasileira), a ação antrópica se concentra em grande parte nas margens dos grandes rios, principalmente em função do processo histórico de ocupação da região (MELO, 1987; SILVA & SILVA, 1993; OLIVEIRA *et al.*, 2003). Atualmente, o Amazonas ocupa a terceira posição entre os estados brasileiros que mais desmatam a Amazônia, perfazendo um total 1.421 Km<sup>2</sup> entre agosto de 2018 e julho de 2019, contribuindo com 14,5% do desmatamento nesse período (INPE, 2019).

Uma das consequências da ocupação humana dentro de áreas de floresta, além do desmatamento em si, é a criação de fragmentos florestais. A fragmentação florestal é reconhecida como uma das principais causas do isolamento de populações naturais e da redução da diversidade de animais e plantas (BIERREGAARD *et al.*, 1992; METZGER, 1999; LAURENCE *et al.*, 2011; LAURENCE *et al.*, 2017). A fragmentação florestal influencia processos ecológicos que podem alterar as condições físicas do solo e dos cursos d'água (BIERREGAARD, 1989; BIERREGAARD *et al.*, 1992). Espécies oportunistas de insetos, sapos, lagartos, pássaros e mamíferos se beneficiam dessas mudanças e invadem os fragmentos florestais (BIERREGAARD *et al.*, 1992; TOCHER *et al.*, 1997), mas para peixes e invertebrados aquáticos estes estudos ainda são incipientes na Amazônia (COUCEIRO *et al.*, 2006; BELTRÃO *et al.*, 2018; JACOB *et al.*, 2021; SEABRA *et al.*, 2021; FREITAS *et al.*, 2021).

Há evidências que o tamanho do fragmento florestal é um fator que influencia diretamente na diversidade de espécies, e que fragmentos pequenos podem perder espécies mais rapidamente



(e permanentemente) do que fragmentos grandes (*e.g.* BENITEZ–MALVIDO, 2001). Isso foi verificado para mamíferos, anfíbios e borboletas em áreas da Amazônia Central, que apresentaram correlação positiva da riqueza com o tamanho da área do fragmento entre 10 a 100 ha (MALCOLM, 1991; TOCHER *et al.*, 1997; BROWN & HUTCHINGS, 1997). Para peixes de igarapés na área urbana de Manaus, a riqueza de espécies não foi significativamente relacionada ao tamanho do fragmento, revelando que tanto fragmentos pequenos como grandes têm importância para a manutenção da diversidade ictiofaunística regional (BELTRÃO, 2007). Assim, é muito importante a conservação de sistemas aquáticos que estão dentro de fragmentos florestais, ou seja, para conservar os riachos e sua biodiversidade, obrigatoriamente deve-se preservar os fragmentos florestais.

A distância e a conectividade entre fragmentos florestais também determinam o isolamento de muitas espécies de animais e plantas. Para as plantas, a chegada de propágulos (frutos e sementes) nos fragmentos é limitada pela presença de áreas desmatadas ao redor, assim como a diversidade de espécies, podendo levar à extinção local de espécies raras (BIERREGAARD *et al.*, 1992; LAURENCE *et al.*, 2017). Em fragmentos isolados (distantes de outros fragmentos e da matriz florestal) os indivíduos de espécies raras irão morrer relativamente rapidamente, e não serão substituídos por outros indivíduos devido a falhas no recrutamento, pela ausência de dispersores e pela formação de condições inadequadas para seu desenvolvimento (BIERREGAARD *et al.*, 1992; BIERREGAARD *et al.*, 2001; TURNER & CORLETT, 1996). Já para os animais, a distância inibe o deslocamento, dispersão e a migração entre fragmentos, principalmente em certos grupos de pássaros, anfíbios, répteis e mamíferos, que poderiam servir como dispersores de sementes (BIERREGAARD *et al.*, 1992; BIERREGAARD *et al.*, 2001; HADDAD *et al.*, 2015). Para os peixes, ainda não sabemos se as espécies remanescentes em fragmentos florestais urbanos mantêm um fluxo de indivíduos entre esses ambientes, principalmente devido à formação de fortes filtros ambientais em decorrência da poluição e eutrofização dos corpos d'água urbanos fora das áreas de floresta.

Outro fator importante que determina a composição de espécies no fragmento é o tipo de matriz de entorno (BIERREGAARD *et al.*, 1992; LAURENCE *et al.*, 2017). A ocorrência de pastagens e plantações pode influenciar fortemente a possibilidade das espécies de aves e mamíferos de ocuparem e utilizarem os fragmentos (LAURENCE *et al.*, 2017). Entretanto, para

uma matriz de entorno composta por áreas altamente urbanizadas, ainda não sabemos qual o grau de impacto nas espécies, principalmente em peixes.

Em geral, as respostas da flora e da fauna dos fragmentos florestais às perturbações são muito heterogêneas, pois dependem do tipo, tempo de ocorrência, amplitude (forte, moderada ou fraca) e regularidade da perturbação, do tamanho do fragmento e do seu grau de isolamento, e do tipo de matriz de entorno. Entretanto, todos esses fatores, em geral, resultam em um fator chave, a diminuição da biodiversidade nos fragmentos florestais ao longo do tempo (BIERREGAARD *et al.*, 1992; GASCON *et al.*, 1999; BIERREGAARD *et al.*, 2001; BIERREGAARD *et al.*, 2011; LAURENCE *et al.*, 2011; LAURENCE *et al.*, 2017). Isso é ocasionado principalmente pela extinção local de espécies (i.e., extirpação) (BIERREGAARD *et al.*, 1992; MORELATO & LEITÃO-FILHO, 1995), decorrente da diminuição drástica do número de indivíduos e pela interrupção do fluxo gênico entre as populações, reduzindo a variabilidade genética local, o que provoca a homogeneização biótica (MARTINS & SEGESSER, 1996).

Na Amazônia, até o presente momento, são raros os trabalhos realizados sobre os efeitos da fragmentação florestal em peixes (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014). Mais raros ainda, são os estudos sobre os efeitos da fragmentação de habitats aquáticos e da poluição de corpos d'água nesse bioma (COUCEIRO *et al.*, 2006; BELTRÃO, 2007; NESSIMIAN *et al.*, 2008).

### **Fragmentação de habitats aquáticos**

O desmatamento também pode provocar sérias consequências para os ambientes aquáticos, resultando na fragmentação dos habitats (JONES *et al.*, 1999; INOUE & NAKANO, 2001; FEARNSTIDE, 2005; BELTRÃO, 2007; PERKIN & GIDO, 2012; LEITÃO *et al.*, 2017). O desmatamento da vegetação florestal ripária gera uma série de impactos, tais como a erosão das margens, perda de nutrientes, redução do ciclo da água, diminuição da complexidade dos habitats e perda de diversidade biológica (JONES *et al.*, 1999; MOL & OUBOTER, 2004; AGOSTINHO *et al.*, 2005; LEITÃO *et al.*, 2017). Além disso, é comum ocorrer o assoreamento do leito dos igarapés (GOCH & FORSBERG, 2001; CASATTI, 2004; ROSA, 2006) e pode haver um incremento na quantidade de sedimento fino depositado no leito dos riachos de até 7,5 vezes quando comparado com áreas de floresta primária intacta (BARBOSA & FEARNSTIDE, 2000). O desmatamento da floresta ripária também pode, paradoxalmente, gerar um aumento na produtividade primária autóctone, devido à maior incidência de luz associada ao aumento da

carga de nutrientes nos corpos d'água (BOJSEN & BARRIGA, 2002; BERNHARDT & LIKENS, 2004).

Um exemplo disso é o estudo realizado por BOJSEN & BARRIGA (2002) envolvendo assembleias de peixes de 12 igarapés em áreas bem conservadas e desmatadas na Amazônia Equatoriana. Esses autores constataram que as espécies de peixes são fortemente afetadas pelo desmatamento e verificaram que a diversidade beta é mais alta em áreas com floresta ripária íntegra (possuindo alta heterogeneidade); também constataram um aumento na densidade de peixes em locais desmatados, e uma alteração nas relações de dominância nas comunidades, passando de Characiformes onívoros/insetívoros (em locais com floresta preservada) para um domínio de Siluriformes (Loricariidae) perifitívoros em locais desmatados. Esse processo é muito semelhante ao que ocorre em riachos da Mata Atlântica do Brasil o qual há uma forte dominância da espécie não nativa guppy (*Poecilia reticulata*) em igarapés alterados, em substituição às espécies nativas e com hábitos mais especializados (MAGALHÃES *et al.*, 2020).

KIROVSKY (2001) também estudou trechos com clareiras e pequenas barragens em cinco igarapés nos arredores de Manaus, e verificou que as assembleias de peixes eram alteradas pelo desmatamento. Os trechos alterados localmente pelo desmatamento e/ou represamento apresentaram uma redução de até 60% na riqueza de espécies e um aumento de até 80% na abundância e biomassa de peixes, quando comparados com trechos não perturbados dos mesmos igarapés.

Assim, é esperado que, a fragmentação de ambientes aquáticos provoque perdas de biodiversidade, com redução significativa da diversidade alfa (local) e beta (regional), como mencionado em muitos estudos, tanto no Brasil (COUCEIRO *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2015; LEITÃO *et al.*, 2017; ARANTES *et al.*, 2017), e em outras regiões do mundo, como nos EUA (JONES *et al.*, 1999; PERKIN & GIDO, 2012), Nova Zelândia (EIKAAS *et al.*, 2005), Venezuela (WRIGHT & FLECKER, 2004), Canadá (EDGE *et al.*, 2017) e Japão (SUEYOSHI *et al.*, 2017). Nesse sentido, pode-se afirmar que sem a floresta, a ictiofauna originalmente associada aos igarapés não se mantém, ou é profundamente alterada.

### **Poluição dos habitats aquáticos e ocorrência de espécies não nativas**

Outro fator importante que pode interferir na biodiversidade aquática é a poluição resultante do despejo de esgotos doméstico e industriais sem tratamento, que gera, entre outros distúrbios, a

eutrofização desses sistemas (WASH, 2000; WASH *et al.*, 2001; SONNEMAN *et al.*, 2001; COLLI *et al.*, 2003; TAYLOR *et al.*, 2004). Esses problemas vêm sendo detectados devido ao elevado crescimento populacional associado à urbanização, que tem provocado alterações nos sistemas de riachos em diferentes áreas urbanas do Brasil (FARIAS & MARQUES, 1999; MOURA & ROSA 1990; SILVA, 1992; SILVA & SILVA, 1993; THORNE & WILLIAMS, 1997; CLETO-FILHO, 1998; CALLISTO *et al.*, 2000; GALDEAN *et al.*, 2000; KULMANN *et al.*, 2000; CLETO-FILHO & WALKER, 2001; WAICHMAN & BORGES, 2003; APRILE *et al.*, 2004; OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005; COUCEIRO, 2005; LIMA-JUNIOR *et al.*, 2006; KONIG *et al.*, 2008; MAGALHÃES *et al.*, 2020).

Os invertebrados aquáticos presentes em rios e riachos respondem rapidamente a perturbações ambientais, sofrendo alterações na estrutura das assembleias locais, com redução de riqueza e mudanças na composição de espécies, que ficam restritas a poucos grupos tolerantes (CLEMENTS, 1994; KULMANN *et al.* 2000; BENSTEAD & PRINGLE, 2004; WOODCOCK & HURYN, 2007; COUCEIRO *et al.*, 2006; NESSIMIAN *et al.*, 2008). Esses organismos são, por isso, amplamente utilizados em estudos de avaliação e monitoramento de sistemas aquáticos em diferentes locais no mundo (BENSTEAD, *et al.* 2003). Apesar disso, são relativamente poucos os estudos desse tipo realizados com invertebrados aquáticos na Amazônia (ALBA-TECEDOR, 1996; CARGNIN-FERREIRA, 1998; CLETO-FILHO & WALKER, 2001; CALLISTO *et al.* 1998; WALKER, 2003; COUCEIRO *et al.*, 2006; REZENDE, 2007; NESSIMIAN *et al.*, 2008; FIDELIS *et al.*, 2008).

A poluição também influencia as assembleias de peixes de pequenos riachos, rios e lagos. Estudos realizados em riachos e rios que percorrem extensões variadas de perímetros urbanos de cidades de diferentes regiões geográficas do Brasil constataram que alterações nas características fisionômicas dos cursos d'água afetaram negativamente as assembleias de peixes (POMPEU & ALVES 2005; SÁ *et al.*, 2003; BASTOS & ABILHOA, 2004; SIMABUKU, 2005; OLIVEIRA & BENNEMANN 2005; TEXEIRA *et al.*, 2005; CUNICO *et al.*, 2006; LIMA-JUNIOR *et al.*, 2006; VIEIRA & SHIBATTA 2007; GALVES *et al.*, 2007; TERRA & SABINO, 2007; DIAS, 2008; TAKAHASHI, 2010). Esses estudos evidenciaram que a presença de poluentes e outras fontes de impactos provenientes de atividades antrópicas provocaram a redução do número de espécies nativas, e um aumento da densidade de espécies nativas e não nativas resistentes à poluição.

A invasão de ambientes aquáticos por espécies não nativas pode resultar em impactos substanciais nas comunidades nativas (MAGALHÃES *et al.*, 2020; MAGALHÃES *et al.*, 2021). Entre as espécies não nativas, as tilápias africanas (ciclídeos dos gêneros *Oreochromis*, *Coptodon* e *Sarotherodon*) estão entre as espécies com maior potencial invasor (ORTEGA *et al.*, 2015; LAWSON *et al.*, 2015). A invasão de tilápias é um tema preocupante, pois elas têm alto potencial de alteração de comunidades aquáticas nativas (CASSEMIRO *et al.*, 2017), e colocam em risco a fauna nativa principalmente devido à predação de algumas espécies, especialmente ovos e larvas, e competição agressiva por espaço e alimento (SANCHES *et al.*, 2012, LOZANO-VILANO & GARCIA-RAMIREZ, 2014). Além disso, possuem capacidade fisiológica para resistir a diferentes tipos e intensidades de poluição (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014). A tilápia também altera a estrutura populacional das comunidades locais e exerce efeitos difusos sobre os ecossistemas através da alteração dos substratos para a construção de ninhos, predação de zooplâncton e descarga de excrementos, o que pode aumentar a eutrofização (CASSEMIRO *et al.*, 2017).

Em Manaus, sabe-se que espécies exóticas como a tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), o tricogaster (*Trichopodus trichopterus*), os espadinhas e platis (*Xiphophorus helleri* e *X. maculatus*) e o guppy (*Poecilia reticulata*) estão presentes em igarapés poluídos ou alterados da cidade de Manaus há muitos anos (BELTRÃO 2007; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018; DORIA *et al.*, 2021). Além das exóticas, outras espécies não nativas amazônicas, mas que não ocorrem naturalmente em igarapés de terra firme também ocupam igarapés poluídos, como *Cichlasoma amazonarum* (Cichlidae), *Hoplosternum littorale* (Callichthyidae) e *Pterygoplichthys pardalis* (Loricariidae) (BELTRÃO, 2007), sendo essas espécies, típicas de lagos de várzea da Amazônia Central (SOARES *et al.*, 2007). Nenhuma dessas espécies citadas foram encontradas em igarapés íntegros de fragmentos florestais da cidade de Manaus (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014), o que levou esses autores a concluírem que as espécies não nativas estão se estabelecendo em nichos vagos pela extirpação das populações de espécies nativas devido à poluição, e inferiram que as mesmas não se estabelecem em igarapés íntegros, possivelmente, devido à resistência biótica das assembleias de espécies nativas.

Neste contexto, no presente estudo foram avaliados a composição e os padrões de distribuição de espécies de peixes em igarapés ao longo de um gradiente de fragmentação de habitats e poluição nas cinco principais bacias de drenagem na cidade de Manaus. Os objetivos

específicos foram: (i) Determinar a riqueza, abundância relativa e composição das assembleias de peixes de igarapés dentro de um gradiente de degradação ambiental na zona urbana da cidade de Manaus; (ii) Avaliar a relação entre riqueza de espécies, abundância e biomassa de peixes de igarapés, dentro e fora de fragmentos florestais urbanos; (iii) Avaliar a relação entre similaridade na composição de espécies de peixes em igarapés em relação à intensidade de degradação ambiental e à fragmentos florestais; (iv) Caracterizar a estrutura física e limnológicas de igarapés que nascem dentro de remanescentes florestais e percorrem áreas urbanizadas de Manaus; e (v) Avaliar os efeitos das alterações físico-químicas da água sobre as assembleias de peixes de igarapés da área urbana de Manaus.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo e características regionais**

A cidade de Manaus (capital do estado do Amazonas) está localizada na Amazônia Central, margem esquerda do rio Negro e próximo à sua confluência com o rio Solimões/Amazonas. A superfície total do município é de 11.458 Km<sup>2</sup> e sua área urbana se estende por aproximadamente cerca de 500 Km<sup>2</sup> (PMM, 2019) (Figura 1). Estimativas atuais consideram que Manaus apresenta uma população total de cerca de 2.255.000 habitantes, com aproximadamente 99,9% vivendo na área urbana (IBGE, 2022).

O clima nessa região é do tipo equatorial úmido, com temperatura média anual de 26,7° C, variando entre 23,3 °C e 31,4 °C. A umidade relativa média do ar é de 80% e a média de precipitação anual é de 2.286 mm (IMET, 2018). Há alternância de uma estação úmida chuvosa, de novembro a maio, e de uma estação seca, de junho a outubro (IMET, 2018). A vegetação é do tipo tropical densa, sendo denominada floresta de “terra firme”, uma vez que não é inundada pela cheia dos rios (RIBEIRO *et al.*, 1999).

### **A escolha dos fragmentos florestais urbanos**

A escolha dos fragmentos florestais urbanos foi realizada utilizando imagens de satélite (Landsat) da cidade no ano referente à coleta dos dados no ano de 2013. A localização dos fragmentos foi realizada com uso do programa de computador Global Mapper e os procedimentos para quantificar os fragmentos foram: 1) Delimitar a área de trabalho, correspondente ao limite da área urbana da cidade no ano 2013; 2) Identificar, medir e selecionar fragmentos florestais contidos na área urbana de Manaus que abrigam igarapés. A escolha dos fragmentos florestais que contém igarapés foi realizada com ajuda de especialistas da Universidade Federal do Amazonas-UFAM e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, que trabalham nos fragmentos florestais urbanos de Manaus, além de visitas *in loco*. Buscou-se selecionar fragmentos com uma considerável variação de tamanho e uma boa distribuição espacial dentro das microbacias de drenagem da área urbana de Manaus.

### **Os igarapés urbanos**

Na área urbana da cidade de Manaus são encontrados aproximadamente 1.000 igarapés de diferentes ordens, perfazendo cerca de 100 km de rede hídrica (PMM, 2019). Grande parte desses igarapés apresentam níveis variados de perturbações antropogênicas causadas principalmente pela remoção parcial ou completa da floresta ripária, descaracterização das margens e leito, e

pelo despejo de esgotos domésticos e industriais sem tratamento (SILVA & SILVA, 1993; CLETO-FILHO & WALKER, 2001; WAICHMAN & BORGES, 2003; COUCEIRO, 2005; BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014).

### **Delineamento amostral**

Foram amostrados 52 igarapés de 2ª ordem, na zona urbana da cidade de Manaus, no período de janeiro a junho de 2013, que corresponde ao período chuvoso e início da estiagem na região. Esses igarapés fazem parte das principais microbacias de drenagem da cidade de Manaus: Tarumã (10 igarapés), Mindu (16), Quarenta (16), Lago do Aleixo (4) e Puraquequara (6) (Figura 1). Em cada igarapé foi selecionado um trecho de 50 metros de extensão, seguindo o protocolo de amostragem padronizado do Projeto Igarapés/INPA (cf. MENDONÇA *et al.*, 2005), sendo 26 igarapés amostrados no interior de fragmentos florestais e outros 26 fora de fragmentos, estes últimos, localizados em geral próximos à borda de fragmentos florestais, distante cerca de 300-400 m da borda (Figura 2).

Os pontos foram escolhidos de forma a abranger a maior variação ambiental possível em cada microbacia, desde igarapés íntegros (prístinos), passando por igarapés alterados (ou estruturalmente descaracterizados) com alguns indícios de degradação do ambiente, até igarapés fortemente poluídos, com águas malcheirosas proveniente do enriquecimento orgânico resultante principalmente do despejo de esgotos doméstico sem tratamento.

As categorias dos igarapés foram avaliadas com base no protocolo de NESSIMIAN *et al.* (2008), modificado para ambientes urbanos. O protocolo de NESSIMIAN *et al.* (2008) buscou adaptar o Índice de Integridade Ambiental (IIA) para fragmentos florestais e locais com mudanças na cobertura vegetal em áreas rurais da Amazônia. As variáveis utilizadas levam em consideração: 1) características de integridade da zona ripária dos igarapés; 2) características do leito e morfologia dos igarapés; e 3) características do uso da terra na zona ripária. Para cada condição foi atribuída uma nota, O valor final do índice é obtido pela soma das notas de todas as características observadas.

As áreas amostradas foram enquadradas em três categorias de integridade ambiental, com base no valor total das características físicas do habitat propostas no IIA. Os maiores valores do IIA indicam zona ripária sem nenhum tipo de alteração (igarapés íntegros, que receberam notas entre 39 a 54 pontos), médios valores indicam zona ripária com impactos iniciais ou incipientes (igarapés alterados, que receberam notas entre 23 a 38 pontos), enquanto que baixos valores



indicam zonas ripárias com impactos ambientais evidentes e presença de água servida (esgoto) (igarapés poluídos, que receberam notas entre 12 a 22 pontos).

Vale notar que, embora tenhamos avaliados os igarapés em categorias pelas características observadas em cada zona ripária (pontuação do IIA), essas pontuações (e outras características qualitativas) encontram-se armazenadas em um banco de dados e serão analisadas com detalhes em uma futura publicação.

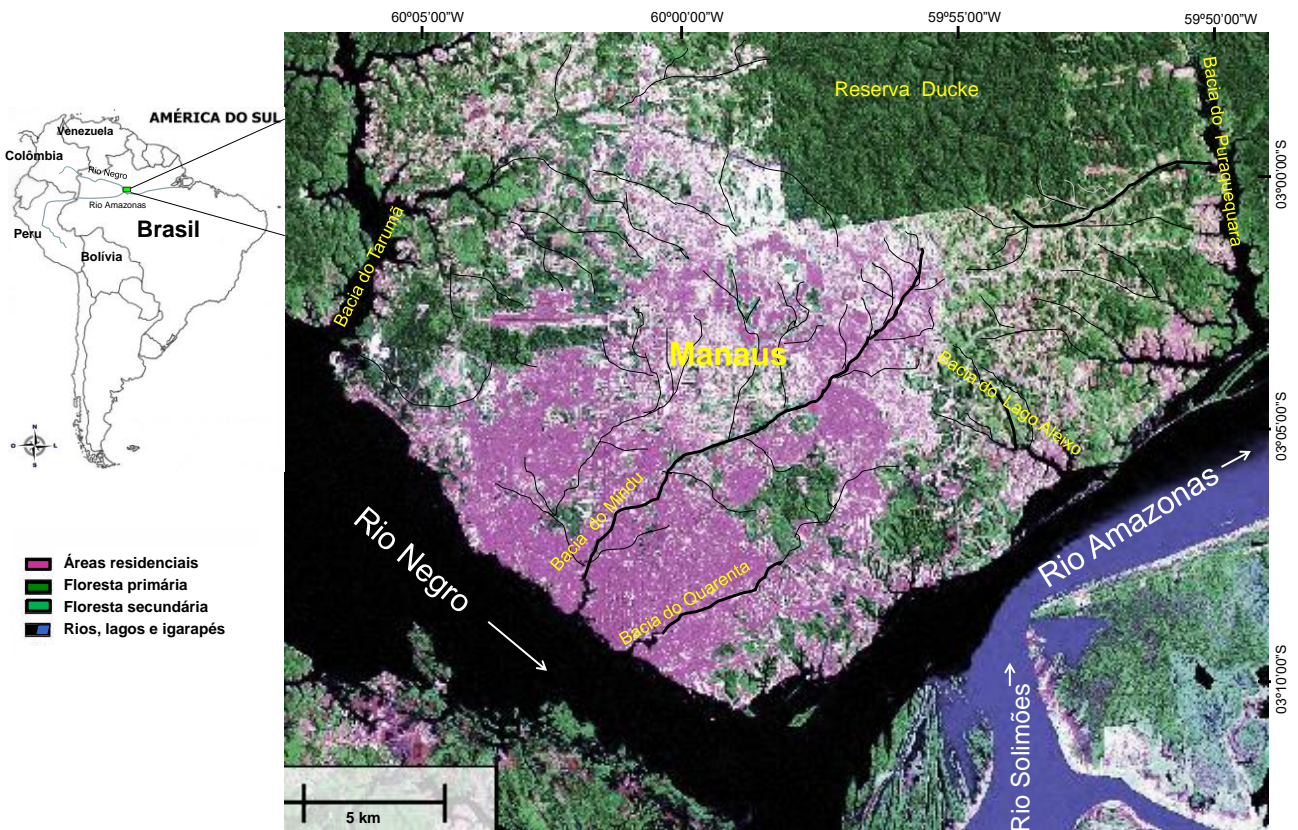


Figura 1. Localização geográfica da cidade de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil, com a indicação das principais microbacias hidrográficas que cortam a cidade (Tarumã, Mindu, Quarenta, lago do Aleixo e Puraquequara) (Imagem- LandSat).

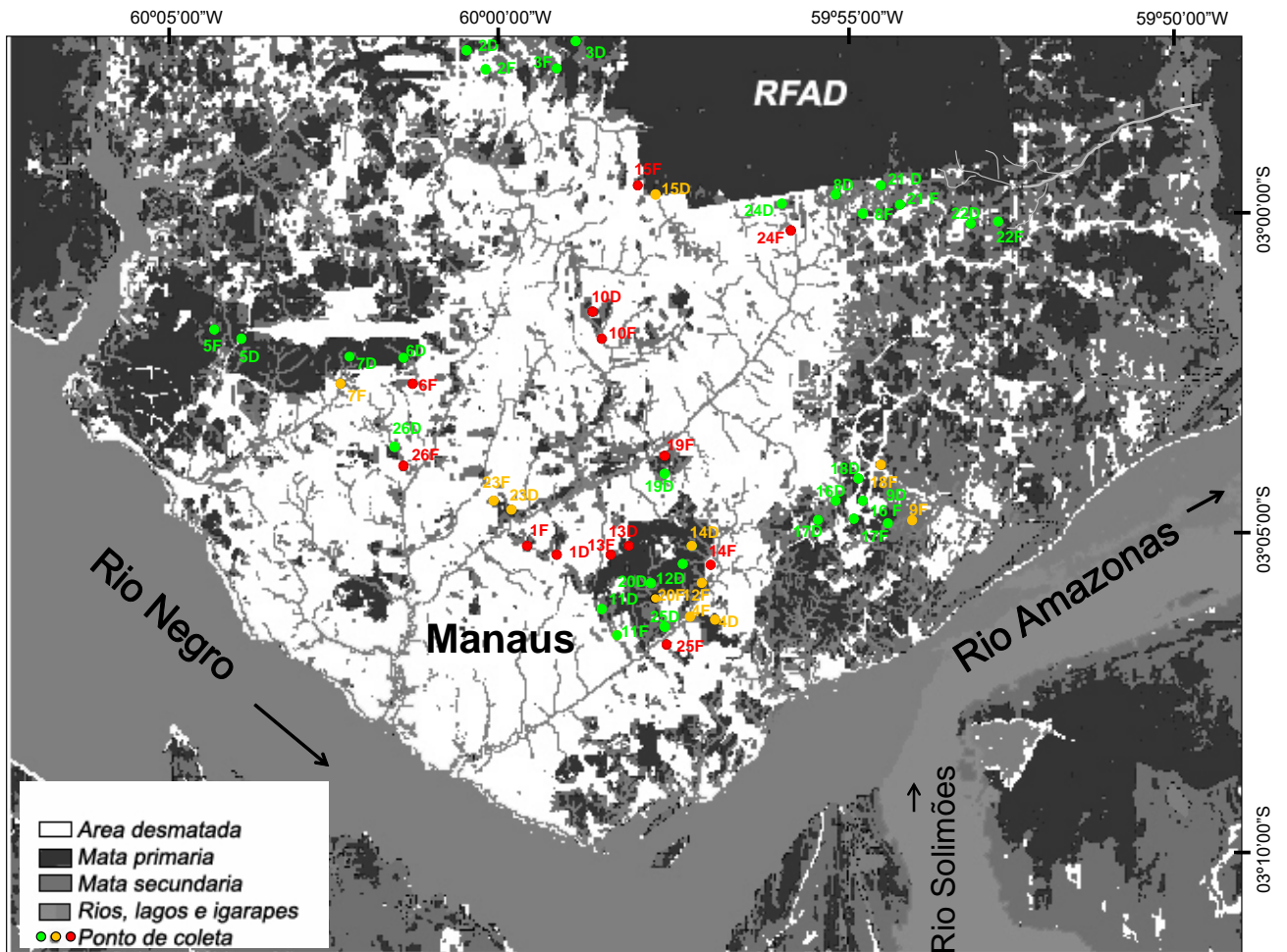


Figura 2. Limites da área urbana da cidade de Manaus, Estado do Amazonas, Brasil, com a localização dos 52 igarapés de 2ª ordem amostrados (Imagem- LandSat), os pontos em verde indicam (igarapés íntegros), laranja (igarapés alterados) e vermelho (igarapés poluídos).

### Coleta de dados

A amostragem da ictiofauna e a mensuração dos parâmetros ambientais (características de qualidade da água e estrutura física do canal dos igarapés) foram realizadas adotando o protocolo padrão do Projeto Igarapés/INPA (<https://ppbio.inpa.gov.br/parceiros/igarape>), sempre no período da manhã entre 8:30 as 11:30 horas, sob a autorização de coleta Número: 30479-4 SISBIO/Brasília. Todos os parâmetros ambientais foram mensurados antes de cada amostragem da ictiofauna, de forma a evitar perturbações no substrato e na estrutura dos microhabitats.

### **Parâmetros ambientais**

Foram realizadas medidas dos parâmetros físicos e físico-químicos da água e estruturais dos igarapés. Para as análises de qualidade da água, as seguintes variáveis foram medidas: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, além de variáveis indicadoras de eutrofização e poluição (amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, clorofila A e turbidez) e variáveis indicadoras de balanço mineral (alcalinidade e dureza).

A temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) e o oxigênio dissolvido (mg/l) foram determinados na camada sub-superficial com termômetro/oxímetro digital portátil (Yellow Springs, modelo 58). O potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) foram determinados com potenciômetro e condutivímetro digital portátil (Yellow Springs modelo 63).

Amostras de água foram coletadas nos trechos de igarapés e processadas em laboratórios da EMBRAPA, INPA e UFAM no mesmo dia da coleta, para obtenção das variáveis indicadoras de eutrofização e poluição, por meio de medidor de concentração de amônia total ( $\text{NH}_3$  ou forma tóxica e  $\text{NH}_4^+$  ionizada, em mg/L) e nitrito ( $\text{NO}_2^-$ , em mg/L), pelo método colorimétrico segundo BOYD & TUCKER (1992); nitrato ( $\text{NO}_3^-$ , em mg/L), pela redução por coluna de cádmio (GOLTERMAN *et al.*, 1978); fósforo total (mg/L), pelo método colorimétrico, segundo BOYD & TUCKER (1992); clorofila A ( $\mu\text{g/L}$ ), pelo método de extração por acetona e leitura em espectrofotômetro (BOYD, 1979), e a turbidez foi medida através de um aparelho constituído de um nefelômetro (Modelo Hanna Instruments), onde uma amostra de líquido é iluminada em um detector fotoelétrico com um dispositivo para indicar a intensidade da luz espalhada em ângulo reto ao caminho da luz incidente, sendo a turbidez expressa em unidades nefelométricas de turbidez (NTU). As variáveis indicadoras de balanço mineral medidas foram a alcalinidade total (mg/L) pela quantidade de ácido necessária para titular as bases contidas na água; e dureza (mg/L), pela titulação da amostra com EDTA (BOYD & TUCKER, 1992).

Para representar as variáveis estruturais dos igarapés, foram mensuradas a largura do canal, profundidade, velocidade da corrente, vazão, abertura do dossel sobre o canal e tipos de substrato de fundo.

A largura média do canal (m) foi calculada a partir da média de quatro medidas equidistantes ao longo do trecho de 50 metros do igarapé. Nesses mesmos locais foi medida a profundidade média do canal (cm), a partir de 10 sondagens verticais com um bastão graduado

(cm). A velocidade da corrente (m/s) foi determinada pela média de quatro medidas do tempo de deslocamento de um objeto flutuante em uma distância conhecida.

A vazão média ( $m^3/s$ ) foi obtida relacionando-se velocidade média, largura e profundidade, pela fórmula  $Q = A \cdot V_m$ , onde,  $Q$  = vazão;  $V_m$  = velocidade média da corrente;  $A$  = área média na secção transversal do curso de água. Através dos dados de largura e profundidade, foi calculada a média da área de quatro secções transversais em cada trecho estudado, pela fórmula:  $A_t = \sum_i^n A_n$  onde,  $A_t$  = área do transecto dada pela somatória de  $[(Z_1+Z_2)/2] \cdot l + [(Z_2+Z_3)/2] \cdot l + \dots + [(Z_n+Z_{n+1})/2] \cdot l$  onde,  $Z_n$  = profundidade medida em cada segmento;  $l$  = largura de cada segmento.

A abertura média do dossel foi estimada por meio de quatro fotografias, tiradas com uma câmara digital, em pontos equidistantes ao longo do trecho determinado em cada igarapé. Na margem de cada igarapé, a máquina fotográfica foi posicionada sobre um tripé, a 1 m do solo, formando um ângulo de  $90^\circ$ , com a lente voltada para cima. A câmera foi programada para que todas as fotografias tiradas tivessem a mesma resolução. No laboratório as imagens foram analisadas com uso de programa de computador, de acordo com a metodologia usada por ENGELBRECHT & HERZ (2001), através do seguinte procedimento padrão: 1º) A informação sobre dados de cor da imagem foi mudada para uma escala de cinza; 2º) O contraste da imagem foi ajustado para + 100 e o brilho para - 100. Assim, a imagem resultante desse procedimento foi composta somente de pixels pretos e brancos, representando a cobertura florestal e abertura do dossel, respectivamente; 3º) A porcentagem de pixels brancos na imagem foi determinada por meio do uso de histogramas constituídos a partir de cada imagem, quantificando os pixels pretos e brancos. Posteriormente foram calculadas a média e variância para esses valores.

O tipo de substrato de fundo foi classificado em oito categorias: areia, argila, tronco, liteira, macrófitas (plantas aquáticas), raízes, pedra (seixo/pedregulho) e lixo. A composição percentual de cada tipo de substrato foi determinada a partir da sondagens de secções transversais ao eixo do igarapé, no momento da realização das medidas de profundidade do canal, ou seja, ao mesmo tempo em que se realizava a medida de profundidade, verificava-se o tipo de substrato de fundo.

### **Coleta, triagem e identificação dos peixes**

Em cada igarapé, um trecho de 50 m de extensão foi isolado com rede de malha fina (3 mm entre nós adjacentes) para minimizar o risco de fuga de exemplares. Uma terceira rede (2 m

comp. x 1 m alt., malha 3 mm) foi utilizada para reduzir a área de coleta em um segmento de 10 m, e facilitar as capturas com puçá e peneiras metálicas. As redes foram deslocadas no sentido foz cabeceira conforme foram sendo realizadas as coletas, até se cobrir completamente o trecho de 50 m. O esforço de pesca em cada igarapé consistiu na atuação de três coletores durante aproximadamente duas horas de trabalho.

Os exemplares capturados foram eutanasiados com dose letal de Eugenol (conforme o recomendado pela American Veterinary Medical Association (AVMA, 2013), posteriormente, foram fixados em formalina 10% e acondicionados em sacos plásticos etiquetados com informações sobre o local e data de coleta. Após o trabalho em campo, as amostras foram transportadas ao laboratório e, após três dias de fixação, lavadas com água corrente por 24 horas, e transferidas para bombonas contendo etanol a 70%. Posteriormente, os exemplares foram identificados, quantificados e registrados os dados biométricos de peso total (g) e comprimento padrão (cm). A identificação das espécies foi realizada até o menor nível taxonômico possível, utilizando bibliografia especializada e ajuda de especialistas do INPA.

Foram realizados ainda, um levantamento bibliográfico da distribuição das espécies, sendo classificadas como: nativas (espécies típicas de pequenos igarapés de terra firme da Amazônia Central), alóctones (espécies da bacia amazônica que ocorrem em outros ambientes, tais como lagos e rios de maior porte) e exóticas (espécies de outras bacias de drenagem e/ou originárias de outros países). Exemplares-testemunhos foram depositados na Coleção de Peixes do INPA e do Laboratório de Ictiologia da UFAM.

### **Análises estatísticas dos dados**

#### *Estrutura das assembleias de peixes*

Estimativas de riqueza para cada trecho de igarapé com uso do método de Jakknife ( $S'$ ) (KREBS, 1999), de acordo com a fórmula:  $S' = S + (n - 1/n) k$ ; Onde:  $S'$  = estimativa da riqueza;  $S$  = número total de espécies observadas na amostra “ $n$ ”;  $n$  = número total de amostras, e  $k$  = número de espécies únicas, isto é, coletadas uma única vez.

Além de valores de riqueza de espécies ( $S$ ) e abundância numérica ( $N$ ), foram calculados os valores de diversidade ( $H'$ ), dominância ( $d$ ), equitabilidade ( $J$ ), biomassa ( $g$ ), frequência de

ocorrência percentual (FO%) e abundância numérica percentual (NP%) das espécies para todos os igarapés amostrados.

A diversidade foi calculada através do índice de Shannon-Weaver (KREBS, 1999):  $H' = -\sum (p_i) (\ln p_i)$ ; Onde:  $p_i$  representa a proporção de indivíduos da  $i$ -ésima espécie (MAGURRAN, 1988); como em uma amostra o verdadeiro valor de  $p_i$  é desconhecido, é estimado pela seguinte fórmula:  $p_i = (n_i / N)$ ; Sendo:  $n_i$  = número de indivíduos pertencentes à espécie “ $i$ ”;  $N$  = número total de indivíduos coletados na amostra.

Para o cálculo de dominância foi utilizado o índice proposto por BERGER & PARKER (1970), estimado pela seguinte fórmula:  $d = n \max / N$ ; Onde:  $n \max$  = número de exemplares da espécie mais abundante;  $N$  = número de exemplares da amostra.

Para o cálculo de equitabilidade (J), ou abundância relativa das espécies, PIELOU, (1969 *apud* MAGURRAN, 1988) propõe a relação entre a diversidade observada e a diversidade máxima. Esta relação é expressa pela seguinte fórmula:  $J = H' / \ln S$ ; Onde:  $H'$  = índice de diversidade de Shannon-Weaver;  $S$  = número de espécies presentes na amostra.

A frequência de ocorrência percentual (FO%) de uma espécie indica o número de vezes que uma determinada espécie ocorreu em relação ao número total de locais (igarapés) amostrados (x 100). A abundância numérica percentual (NP%) foi calculada como a abundância numérica (N, de número de indivíduos) de uma espécie, dividido pela abundância total de indivíduos (NT) de todas as espécies capturadas em determinado ambiente e/ou local (x 100). Espécies com FO% maior que a média em cada conjunto de igarapés amostrados foram consideradas frequentes, enquanto aquelas com FO% menor que a média foram consideradas ocasionais. Um método semelhante foi aplicado ao NP%, resultando em alta abundância (NP% > que a média) e baixa abundância (NP% < que média). Finalmente, combinando NP% e FO%, os peixes foram classificados em quatro grupos: 1) Alta abundância e frequente (NP% > que a média, e FO% > que a média), 2) Alta Abundância e ocasional (> NP%, <FO%), 3) Baixa abundância e frequente (<NP%, >FO%) e 4) Baixa abundância e ocasional (<NP%, <FO%) (GARCIA *et al.*, 2004; BURNS *et al.*, 2006).

#### *Similaridade das assembleias de peixes entre os conjuntos de igarapés amostrados*

Para verificar se os igarapés amostrados (dentro e fora dos fragmentos florestais) nas três categorias ambientais (íntegros, alterados e poluídos) se diferenciavam quanto à presença-

ausência de espécies foi realizada uma análise de similaridade de espécies utilizando uma matriz de similaridade de Jaccard a fim de verificar possíveis semelhanças na composição de espécies entre os igarapés.

*Variação na composição das assembleias de peixes em relação às características físico-químicas da água e estruturais dos igarapés*

As variáveis ambientais medidas nos igarapés (variáveis limnológicas e estruturais) foram previamente analisadas para identificar a possível presença de colinearidade através da Análise de Correlação de Pearson.

Em seguida, uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi empregada para reduzir a dimensionalidade dos dados e ordenar os igarapés em função das características da água (temperatura, oxigênio, pH, condutividade, CO<sub>2</sub>, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, NTU, clorofila A, alcalinidade e dureza) e características estruturais (largura média do canal, profundidade média, velocidade da correnteza, vazão, tipo de substrato e abertura de dossel).

Para testar as possíveis diferenças entre as características ambientais predominantes nos igarapés, foram utilizados os escores dos eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (PCA). As diferenças nas características ambientais dos igarapés por categoria ambiental foram testadas por meio de ANOVA one-way e teste t (ZAR, 1996).

Para caracterizar a composição das assembleias de peixes nos igarapés foi empregado o método de Análises de Coordenadas Principais (PCoA), com uso do índice de Jaccard (presença-ausência) com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados da comunidade de peixes. Posteriormente, para verificar as possíveis relações entre a composição de espécies de peixes (representados pelos eixos 1 e 2 da PCoA) com as características ambientais dos igarapés (representadas pelos eixos 1 e 2 da PCA), foram feitas regressões lineares utilizando os escores dos eixos 1 e 2 tanto da PCoA quanto da PCA.

Ainda como análises exploratórias, foram realizadas Análises de Correspondência Canônica (CCA) para visualizar a composição da ictiofauna, suas correlações com as variáveis abióticas, e as correlações destas entre si. Para essas análises, foram realizadas ordenações a partir de informações sobre abundância de indivíduos (índice de Bray-Curtis) entre os igarapés dentro e fora dos fragmentos florestais. Nessas análises, táxons com menos de três indivíduos não foram incluídos, pois foram considerados com baixa abundância e baixa frequência, pois contribuem

muito pouco para a detecção de padrões ecológicos e poderiam resultar em uma maior probabilidade de erro (ruído) na interpretação desses padrões.

As análises multivariadas realizadas a partir dos dados quantitativos (índices de Bray-Curtis) revelam padrões baseados nas espécies mais comuns, que tendem a possuir grandes diferenças de abundância entre locais. Dados de presença/ausência (índice de Jaccard) tendem a dar mais peso para espécies pouco comuns, uma vez que espécies comuns contribuem pouco para a análise de diferenças qualitativas entre os locais de amostragem. Esta combinação de transformações, medidas de distância e técnicas de ordenação constitui uma forma eficiente de descrever gradientes ecológicos baseados em dados de ocorrência de espécies (FAITH *et al.*, 1987; CARVALHO, 2008). Isso serviu para entendermos, em parte, como os processos de degradação dos igarapés podem afetar espécies nativas e contribuir para a invasão de espécies alóctones e exóticas nesses igarapés que nascem dentro dos fragmentos florestais e percorrem áreas urbanizadas.

#### *Relação entre os atributos ecológicos da ictiofauna e as variáveis ambientais*

Regressões lineares foram realizadas para avaliar o efeito das variáveis ambientais (representadas pelos eixos 1 e 2 da PCA) sobre os atributos ecológicos da ictiofauna (Riqueza de espécies, Abundância numérica, Diversidade, Equitabilidade, Dominância e Biomassa).

Outras seis regressões lineares simples foram realizadas a fim de testar a influência de variáveis ambientais selecionadas sobre a composição das assembleias de peixes. Foram selecionadas as variáveis para representar as características estruturais dos igarapés (cobertura florestal/abertura do dossel) e o grau de poluição da água (concentração de fósforo total, amônia total, nitrito, pH e oxigênio dissolvido) dos igarapés amostrados, a partir de estudos anteriores que apontavam essas variáveis como fatores importantes em ambientes de igarapés amazônicos (SILVA, 1992; BOJSEN & BARRIGA, 2002; MENDONÇA *et al.*, 2005; COUCEIRO, 2005; BELTRÃO, 2007; CARVALHO, 2008, ESPIRITO-SANTO, 2007; GUARIDO, 2014).

Todas as análises estatísticas foram realizadas usando os programas Past 3.0 Statistical Package (HAMMER *et al.*, 2001), Statistic 10.0 (2010) e o programa (R Development Core Team, 2011). Os resultados são apresentados principalmente na forma de média  $\pm$  Desvio Padrão (DP). Em todos os testes estatísticos, foram verificados o valor de R, R<sup>2</sup> e p, e o nível de significância estabelecido foi de 0,05.



## RESULTADOS

### Caracterização física e físico-química dos igarapés

Neste estudo amostramos 52 igarapés, sendo 26 trechos dentro de fragmentos florestais e 26 fora dos fragmentos (Apêndice 1). Nos igarapés foi possível observar um gradiente de integridade ambiental, desde igarapés íntegros até severamente poluídos, com diferentes níveis de perturbações antropogênicas decorrentes principalmente da fragmentação da paisagem florestal e/ou retirada parcial ou total da floresta ripária, degradação física das margens e leitos dos igarapés, e pelo despejo de esgotos sem tratamentos provenientes de áreas residenciais e industriais. Assim, para uma melhor visualização dos resultados, os igarapés (dentro e fora dos fragmentos) são apresentados como íntegros, alterados ou poluídos, de acordo com suas características ambientais e de qualidade de água.

Os igarapés íntegros (N= 28) apresentaram boa qualidade de água. Estes igarapés foram localizados principalmente dentro dos fragmentos florestais (N= 19), mas nove deles estavam fora de fragmentos, em corredores de mata ripária. Todos esses igarapés estavam livres de despejo de esgotos, e apresentaram águas claras, com profundidade média 0,13 m ( $\pm 0,31$ ), vazão entre 0,001 a 0,103 m<sup>3</sup>/s ( $\pm 0,65$  DP), e suas margens apresentaram-se sinuosas e bem definidas, sem desbarrancamentos. Em geral, apresentaram dossel fechado, com uma abertura variando entre (9,1 - 34,7%,  $\pm 31,4$ ) e a maior parte de seus leitos estavam cobertos por areia (38,0 %  $\pm 0,32$ ) e liteira grossa (31,0 %  $\pm 0,24$ ). Suas águas apresentaram-se ácidas, com média de pH= 5,08 ( $\pm 0,85$ ), temperatura média 26,0°C ( $\pm 0,85$ ), baixa condutividade média 17,4  $\mu\text{S}/\text{cm}^2$  ( $\pm 0,71$ ) e bem oxigenadas, com teor de oxigênio médio de 5,40 mg/L ( $\pm 1,79$ ), baixa turbidez NTU= 5,93 ( $\pm 35,7$ ) e baixa concentração de Clorofila A (0,012  $\mu\text{g}/\text{L}$   $\pm 0,02$ ). Esses igarapés também apresentaram baixos valores de fósforo total, amônia, nitrito, nitrato, CO<sub>2</sub>, alcalinidade e dureza (Tabela 1).

Os igarapés alterados (N= 11) atravessam pequenos fragmentos florestais, porém, com alguns indícios de degradação do ambiente e águas turvas devido à entrada de matéria orgânica oriunda das moradias de áreas próximas aos fragmentos florestais (principalmente por aporte de enxurradas); desses igarapés, quatro estavam localizados dentro de fragmentos e sete fora. Os igarapés apresentavam margens descaracterizadas e pouco sinuosas, com locais de desbarrancamento, profundidade média de 0,26 m ( $\pm 0,31$ ), e vazão média de 0,27 m<sup>3</sup>/s ( $\pm 0,66$ ). As áreas ao redor desses igarapés apresentavam-se, em geral, com pouca vegetação ripária, com

dossel bastante aberto sobre o leito do igarapé (abertura média de  $39,1 \pm 32,3$ ), sendo a maior parte de seus leitos cobertos por areia ( $48,0 \% \pm 32,4$ ) e argila ( $12,0 \% \pm 22,0$ ). Suas águas eram ácidas, com média de  $\text{pH} = 5,75 (\pm 0,83)$ , temperatura de  $26,6^\circ\text{C} (\pm 0,97)$ , moderada condutividade ( $54,1 \mu\text{S}/\text{cm}^2; \pm 66,5$ ) e teor de oxigênio médio de  $4,5 \text{ mg}/\text{L} (\pm 1,80)$ , turbidez relativamente elevada ( $\text{NTU} = 22,0 \pm 33,0$ ) e baixa concentração de Clorofila A ( $0,02 \mu\text{g}/\text{L} \pm 0,02$ ). Esses igarapés também apresentaram concentrações moderadas a altas de fósforo, amônia, nitrito, nitrato,  $\text{CO}_2$ , alcalinidade e dureza (Tabela 1).

Os igarapés poluídos ( $N = 13$ ) geralmente estavam localizados completamente fora de fragmentos florestais (10) percorrendo áreas completamente urbanizadas da cidade, mas três outros foram amostrados dentro de fragmentos florestais. Esses igarapés apresentavam margens fortemente descaracterizadas, pouco sinuosas, possuindo águas com elevadas concentrações de sólidos em suspensão, turvas e malcheirosas, proveniente do enriquecimento orgânico, resultante do despejo de esgotos diretamente nos igarapés. Esses igarapés apresentavam profundidade média de  $0,25 \text{ m} (\pm 0,31)$  e vazão média  $0,26 \text{ m}^3/\text{s} (\pm 0,63)$ , com ausência ou esparsa vegetação ripária, e dossel fortemente aberto (média de  $39,2 \%$  de abertura  $\pm 32,8\%$ ), e seus leitos estavam cobertos por areia (média =  $48,0 \% \pm 41,0 \%$ ), e lixo/entulho ( $7,0 \% \pm 15,0\%$ ). Os parâmetros físico-químicos da água apresentaram grandes alterações, com águas tendendo à neutralidade ( $\text{pH} = 6,4 \pm 0,84$ ) temperatura média de  $27,3^\circ\text{C} (\pm 1,10)$ , elevada condutividade ( $56,6 \mu\text{S}/\text{cm}^2; \pm 69,2$ ) e baixos teores médios de oxigênio ( $4,4 \text{ mg}/\text{L} \pm 1,80$ ), moderada turbidez ( $\text{NTU} = 21,0 \pm 34,3$ ) e concentração relativamente elevada de Clorofila A ( $0,020 \mu\text{g}/\text{L} \pm 0,02$ ). Esses igarapés também apresentaram altas concentrações de fósforo, amônia, nitrito, nitrato,  $\text{CO}_2$ , alcalinidade e dureza (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros ambientais medidos nos 52 igarapés trechos amostrados na zona urbana da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil, por categoria de integridade (Íntegros, Alterados, Poluídos).

<b>Variáveis físico-químicas da água</b>													
	pH	Temp. °C	Cond. (µS/cm)	O <sub>2</sub> (mg/L)	NTU	Clor A (µg/L)	Alc. (mg/L)	Dur. (mg/L)	Fósf. (mg/L)	Amô. (mg/L)	Nitri. (mg/L)	Nitra. (mg/L)	CO <sub>2</sub> (mg/L)
<b>Íntegros (N=28)</b>	<b>5,08</b> (±0,43)	<b>26,0</b> (±0,82)	<b>17,4</b> (±9,2)	<b>5,4</b> (±1,30)	<b>5,93</b> (±10,0)	<b>0,012</b> (±0,015)	<b>1,16</b> (±4,10)	<b>0,19</b> (±0,13)	<b>0,02</b> (±0,01)	<b>0,21</b> (±0,22)	<b>0,01</b> (±0,01)	<b>0,003</b> (±0,05)	<b>20,5</b> (±12,8)
<b>Alterados (N=11)</b>	<b>6,07</b> (±0,65)	<b>26,6</b> (±0,86)	<b>48,8</b> (±29,6)	<b>4,1</b> (±1,50)	<b>30,5</b> (±45,0)	<b>0,013</b> (±0,011)	<b>29,0</b> (±17,7)	<b>28,5</b> (±38,0)	<b>0,072</b> (±0,078)	<b>0,78</b> (±0,45)	<b>0,04</b> (±0,03)	<b>0,010</b> (±0,01)	<b>48,3</b> (±42,8)
<b>Poluídos (N=13)</b>	<b>6,40</b> (±0,50)	<b>27,3</b> (±0,72)	<b>110,7</b> (±80,0)	<b>3,5</b> (±1,70)	<b>21,0</b> (±24,0)	<b>0,020</b> (±0,023)	<b>53,8</b> (±33,0)	<b>27,8</b> (±17,4)	<b>0,24</b> (±0,20)	<b>1,30</b> (±0,77)	<b>0,07</b> (±0,05)	<b>0,020</b> (±0,02)	<b>42,5</b> (±13,4)

<b>Características estruturais</b>													
	Larg. (m)	Prof. (m)	Vel. Cor. (m/s)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Dossel 1 (%)	Categorias de substrato (%)							
						LT	PD	AR	RA	LX	TR	AG	MA
<b>Íntegros (N=28)</b>	<b>1,36</b> (±0,50)	<b>0,13</b> (±0,07)	<b>0,18</b> (±0,09)	<b>0,034</b> (±0,028)	<b>15,9</b> (±6,34)	<b>0,31</b> (±0,29)	<b>0,03</b> (±0,12)	<b>0,38</b> (±0,28)	<b>0,13</b> (±0,16)	<b>0,00</b> (±0,00)	<b>0,01</b> (±0,03)	<b>0,10</b> (±0,22)	<b>0,04</b> (±0,10)
<b>Alterados (N=11)</b>	<b>1,13</b> (±0,43)	<b>0,12</b> (±0,07)	<b>0,23</b> (±0,18)	<b>0,025</b> (±0,015)	<b>57,6</b> (±29,3)	<b>0,16</b> (±0,12)	<b>0,04</b> (±0,15)	<b>0,47</b> (±0,32)	<b>0,10</b> (±0,09)	<b>0,02</b> (±0,04)	<b>0,00</b> (±0,01)	<b>0,22</b> (±0,29)	<b>0,01</b> (±0,03)
<b>Poluídos (N=13)</b>	<b>1,38</b> (±0,62)	<b>0,14</b> (±0,09)	<b>0,26</b> (±0,11)	<b>0,057</b> (±0,043)	<b>50,7</b> (±31,9)	<b>0,03</b> (±0,12)	<b>0,03</b> (±0,07)	<b>0,67</b> (±0,32)	<b>0,05</b> (±0,14)	<b>0,14</b> (±0,16)	<b>0,01</b> (±0,02)	<b>0,07</b> (±0,13)	<b>0,00</b> (±0,00)

**Temp.**= temperatura; **Cond.**= condutividade; **NTU**= Turbidez; **O<sub>2</sub>**= oxigênio dissolvido; **Clor A**= Clorofla A; **Alc.**=alcalinidade; **Dur.**=Dureza; **Fósf.**= Fósforo total; **Amô**= Amônia; **Nitri**= Nitrito; **Nitra**= Nitrato; **CO<sub>2</sub>**= Dióxido de carbono; **Larg.**=Largura; **Prof.**= profundidade; **Vel.Cor.**= Velocidade de corrente; **Dossel**= abertura de dossel; **LT**= Liteira; **PD**= Pedra/cascalho; **AR**= Areia; **RA**= Raiz; **LX**= Lixo; **TR**= tronco; **AG**= Argila e **MA**= Macrófitas aquáticas.

Com base nos resultados da análise de Correlação de Pearson foram identificados variáveis altamente correlacionadas ( $R > 0,710$ ) (Apêndice 2), o que gerou a necessidade de selecioná-las de modo a evitar problemas de colinearidade nas análises subsequentes. Desse modo, foram removidas da Análise de Componentes Principais (PCA), as variáveis, largura do canal e profundidade média (que já estão nos cálculos de vazão) e Alcalinidade que apresentou altas correlações com outras quatro variáveis (pH), condutividade, fósforo total e amônia (Apêndice 2).

Foi realizada uma ordenação através de Análise de Componentes Principais (PCA) para representar o conjunto de variáveis ambientais. Os dois primeiros eixos da PCA ordenaram os igarapés urbanos em função do grau de integridade dos mesmos, revelando um gradiente de integridade ambiental no espaço bidimensional, principalmente ao longo do eixo 1 (PCA 1).

O componente principal 1 (PCA 1) explicou 30,3% da variância total, e foi influenciado principalmente pelas variáveis oxigênio dissolvido (O<sub>2</sub>), liteira (LT), raiz (RA), macrófitas (MA) e velocidade média de corrente (Vel.Méd.), separando principalmente os igarapés íntegros, que apresentaram maiores valores dessas variáveis (Figura 3; Apêndice 3). O eixo 1 da PCA, também foi representado pelas variáveis indicadoras de eutrofização, tais como, fósforo total, amônia, nitrito, nitrato, turbidez (NTU) e clorofila A, bem como, maiores valores das variáveis pH, Temperatura (Temp.), lixo (LX) e maior abertura de dossel, que indicam igarapés poluídos, como pode ser observado pelos vetores que indicam a direção e intensidade (comprimento da seta) do efeito dessas variáveis (Figura 3; Apêndice 3).

O componente principal 2 (PCA 2) explicou 11,7% da variância total, e foi representado principalmente por maiores valores das variáveis argila (AG), areia (AR) e velocidade média da correnteza (Vel.Méd.), que dominaram a composição do substrato principalmente dos igarapés alterados (Figura 3; Apêndice 3).

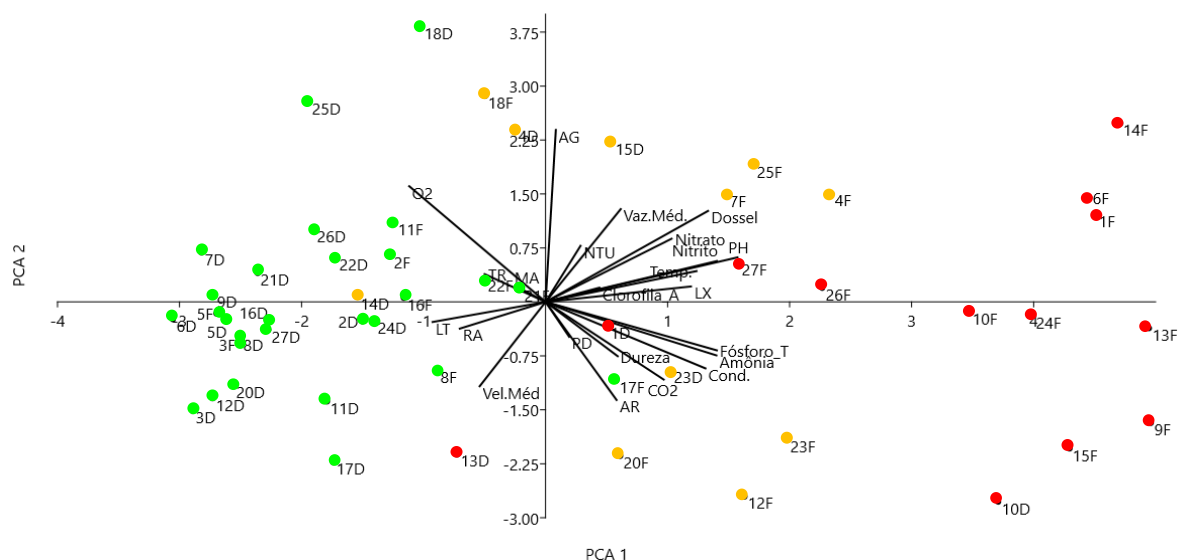


Figura 3. Análise de Componentes Principais (PCA 1 e PCA 2) indicando as projeções das variáveis ambientais e as ordenações dos igarapés íntegros (verde), alterados (laranja) e poluídos (vermelhos) no espaço bidimensional. (os números representam os igarapés amostrados, e as letras D= dentro e F=fora do fragmento). Os vetores representam as variáveis ambientais e físico-químicas projetadas no espaço bidimensional. Temp.=Temperatura, pH= Potencial hidrogeniônico, Cond.= Condutividade, LX= lixo, PD= Pedra/cascalho, AR= areia, CO<sub>2</sub>= Dióxido de carbono, NTU= turbidez, AG= argila, MA= macrófita, TR= tronco, RA= raiz, LT= liteira, O<sub>2</sub>= oxigênio dissolvido, Vaz.Méd.= vazão média, Vel.Méd.= velocidade média, Dossel= Abertura de Dossel, Nitrito, Nitrato, Fósforo\_T= Fósforo total, Amônia, Dureza e Clorofila A.

Também constatou-se esta distinção em relação aos fatores ambientais das três categorias de integridade dos igarapés (íntegros, alterados e poluídos), quando analisados os valores dos escores da PCA 1 (ANOVA,  $F= 78,00$ ;  $df=18,97$ ;  $p= < 0,0001$ ) e Tukey: íntegros:alterados,  $p= 0,000125$ ; íntegros:poluídos,  $p= 0,00012$ ; alterados:poluídos,  $p= 0,00014$ ) (Figura 4).

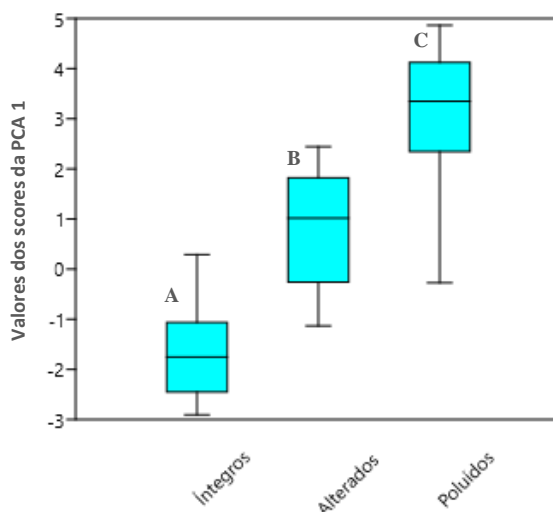


Figura 4. Valores médios, erro e desvio padrão dos scores da PCA 1 (representando as categorias de integridade ambiental) de igarapés na área urbana de Manaus. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as categorias de integridade (Íntegros, Alterados, Poluídos). Para detalhes sobre os resultados da PCA vide Apêndice 3.

### **Caracterização geral das assembleias de peixes**

Foram amostrados 10.120 peixes, pertencentes a 68 espécies, sete ordens e 14 famílias. Characiformes foi o grupo com maior riqueza (27 espécies), seguida dos Cichliformes (18), que juntos representaram 68,2% das espécies amostradas. Para Siluriformes e Cyprinodontiformes foram amostradas 9 espécies cada, e outras três ordens também tiveram representantes: Gymnotiformes (2), Synbranchiformes (2) e Cypriniformes (uma espécie, ordem não nativa) (Tabela 2).

Em termos de abundância, Cyprinodontiformes foi a ordem mais representativa (69,8% dos indivíduos amostrados), seguida de Characiformes (19,7%) e Cichliformes (9,3%). As outras quatro ordens juntas tiveram baixa abundância (1,2%) (Tabela 2). As famílias mais representativas em termos de riqueza de espécies foram Cichlidae (18), Characidae (11) e Lebiasinidae (9). Em termo de abundância, Poeciliidae foi a família mais representativa (68,7%), seguida de Lebiasinidae (10,0%) e Cichlidae (9,3%) (Tabela 2).

*Poecilia reticulata* foi extremamente abundante, com 6.876 indivíduos amostrados (68,7 % da abundância total). Outras três espécies, *Copella collolepis*, *Cichlasoma amazonarum* e *Astyanax bimaculatus* apresentaram abundâncias entre 344 e 371 indivíduos (3,4 a 3,6% dos indivíduos), e outras três espécies, *Pyrrhulina brevis*, *Aequidens pallidus* e *Ctenobrycon spilurus*, entre 211 a 241 indivíduos (2,1 a 2,3% da abundância total, cada) (Tabela 2). Dezoito espécies (26,5% da riqueza total) apresentaram baixa abundância, sendo representadas por 1 e 3 indivíduos cada (Tabela 2).

A riqueza total estimada para o conjunto de igarapés da área urbana de Manaus pelo método Jackknife ( $S'$ ) ( $N= 52$  igarapés) foi de  $S'= 92$  a  $102$  (Jackknife 1 e 2, respectivamente), e a riqueza total observada ( $N=68$ ) representou 74,0% das espécies estimadas por Jackknife 1. Para os igarapés íntegros as estimativas foram de  $S'=69 - 76$ ; alterados  $S'=41 - 49$  sp., e poluídos  $S'=25 - 31$  espécies.

A riqueza de espécies ( $S$ ) variou de 1 - 16 espécies para os trechos de 50 metros de igarapés íntegros com média de 7,1 ( $\pm 3,9$ ), 1 - 8 espécies para os alterados com média de 5,2 ( $\pm 2,7$ ), e 1 - 7 espécies para os poluídos com média de 3,0 ( $\pm 1,8$ ). A abundância de indivíduos também demonstrou grande variação, 1 - 1.563 indivíduos por igarapé, sendo que, nos íntegros foram encontrados entre 4 e 518 indivíduos com média de 97,8 ( $\pm 113,9$ ), alterados entre 1 e 360 com média de 129,7 ( $\pm 129,6$ ), e poluídos entre 5 e 1563 com média de 458,0 ( $\pm 455,2$ ). A diversidade média de Shannon-Weaver ( $H'$ ) também variou,  $H'= 1,2 \pm 0,5$  nos íntegros,  $H'= 0,7 \pm 0,6$  nos alterados e  $H'= 0,2 \pm 0,1$  nos poluídos. A dominância de Berger-Parker ( $d$ ) foi maior nos igarapés poluídos ( $d= 1,0 \pm 0,04$ ), diminuindo nos alterados ( $d= 0,7 \pm 0,20$ ) e íntegros ( $d= 0,6 \pm 0,20$ ), e a equitabilidade ( $J$ ) foi maior nos íntegros ( $J=0,7 \pm 0,1$ ), diminuindo nos alterados ( $J= 0,5 \pm 0,2$ ) e poluídos ( $J= 0,2 \pm 0,1$ ).

A biomassa total dos peixes amostrados foi de 9.577,0g. Os Cichliformes foram responsáveis por 46,9% da biomassa total, seguidos por Characiformes (33,6%), Siluriformes (10,2%) e Cyprinodontiformes (8,8%). Outras três ordens, juntas, apresentaram biomassa menor que 0,5%. As espécies mais representativas em termos de biomassa foram *Aequidens pallidus* (22,6 % da biomassa total), *Cichlasoma amazonarum* (14,4 %), *Astyanax bimaculatus* (11,1 %) e *Hoplias malabaricus* (10,0 %) (Tabela 2).

Dentre as 68 espécies amostradas, 51 ocorreram nos igarapés que possuíam boa qualidade da água (33 delas, exclusivamente nesses igarapés), e pelo menos a metade das espécies (50,0%)

foram amostradas tanto dentro como fora dos fragmentos florestais. Nos igarapés alterados ocorreram no total 30 espécies (7 exclusivas), com 33,3% de similaridade entre os locais dentro e fora dos fragmentos. Já nos igarapés poluídos ocorreram 16 espécies (4 exclusivas), e 37,4% das espécies ocorreram tanto dentro como fora dos fragmentos. A similaridade ictiofaunística (espécies compartilhadas) entre igarapés com boa integridade ambiental, quando comparados com os igarapés alterados e poluídos, foi menor que 15% (Figura 5). Em geral, os igarapés dentro e fora de fragmentos florestais se mostraram mais similares dentro de uma categoria do que entre categorias ambientais (Figura 5; Tabela 2).

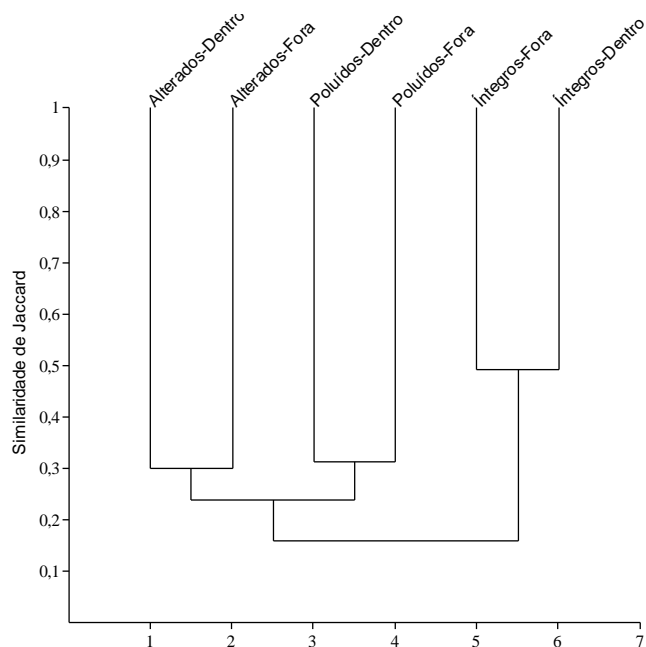


Figura 5. Similaridade de espécies de peixes (índice de Jaccard) entre igarapés dentro e fora de fragmentos florestais na área urbana de Manaus, de acordo com as categorias de integridade ambiental (íntegros, alterados e poluídos).

De todas as espécies amostradas, 47 são nativas e 21 não nativas de igarapés de terra firme (16 alóctones e 5 exóticas) (Tabela 2). Das nativas, 39 a maioria ocorreu nos igarapés íntegros, sendo sete classificadas como abundantes e frequentes. O número de espécies nativas reduziu para 20 nos igarapés alterados, sendo 18 delas com baixa abundância e ocorrência ocasional. Apenas sete espécies nativas toleraram igarapés poluídos, dentre elas *Callichthys callichthys*, *Corydoras aeneus*, *Anablepsoides micropus*, *Synbranchus madeirae*, *Aequidens pallidus*, *Apistogramma hippolytae* e *Bujurquina* sp., todas estas com baixa abundância e baixa frequência (Tabela 2).

Entre as 16 espécies alóctones, 11 ocorreram em baixa abundância e apenas ocasionalmente nos igarapés, e quatro foram abundantes, sendo que duas *Cichlasoma amazonarum* e *Astyanax bimaculatus* ocorreram com frequência nos igarapés íntegros (principalmente fora dos fragmentos florestais), e *Ctenobrycon spilurus* e *Nannostomus beckfordi* foram ocasionais nesses igarapés (Tabela 2).

Dentre as cinco espécies exóticas, quatro (*Danio rerio*, *Xiphophorus helleri*, *X. maculatus* e *Oreochromis niloticus*) ocorreram em baixa abundância e foram ocasionais nos igarapés alterados e ocorreram principalmente nos igarapés poluídos. Apenas *Poecilia reticulata* entre as exóticas foi bastante abundante e frequente nos igarapés alterados e poluídos, ocorrendo ocasionalmente em alguns igarapés íntegros (Tabela 2).

Espécies nativas de Characiformes tiveram um maior percentual de abundância e frequência nos igarapés íntegros (e.g. *Erythrinus erythrinus*, *Hoplias malabaricus*, *Copella callolepis*, *C. nattereri*, *Nannostomus marginatus* e *Pyrrhulina brevis*), e Gymnotiformes apresentaram baixa abundância e foram ocasionais, sendo exclusivamente encontrados nos igarapés íntegros. Já os Siluriformes que também tiveram baixa abundância, foram ocasionais e ocorreram principalmente nos igarapés alterados e poluídos, enquanto que Cypriniformes (*Danio rerio*, não nativa) ocorreu apenas em igarapés poluídos (Tabela 2).

Os Cichliformes estiveram presentes em todas as categorias de igarapés (íntegros, alterados e poluídos); entretanto, algumas espécies foram mais abundantes e frequentes nos igarapés íntegros (p. ex.: *Aequidens pallidus* e *Apistogramma hippolytae*), diminuindo em frequência ou até mesmo desaparecendo nos igarapés alterados e poluídos. A única espécie de Cichlidae exclusiva de igarapés poluídos foi a tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus* (exótica) (Tabela 2).

*Aequidens pallidus*, *Anablepsoides micropus*, *Apistogramma hippolytae* (nativas), *Cichlasoma amazonarum* (alóctone) e *Poecilia reticulata* (exótica) ocorreram nas três categorias de igarapés (íntegros, alterados e poluídos), sendo que as três nativas apresentaram uma frequência e número de exemplares bastante reduzidos em igarapés poluídos (apenas uma ocorrência, cada). *Cichlasoma amazonarum* teve abundância bastante expressiva nos igarapés íntegros e alterados, e *P. reticulata* foi encontrada principalmente nos igarapés poluídos e alterados (Tabela 2).

Cinco espécies ocorreram em todas as drenagens estudadas, *Aequidens pallidus*, *Crecicichla inpa*, *Hoplias malabaricus*, *Pyrrhulina brevis* (nativas) e *Cichlasoma amazonarum*



(alóctone). *Poecilia reticulata* (exótica), apesar de sua alta abundância, não foi encontrada em duas drenagens (Puraquequara e Lago do Aleixo).

Em geral, as espécies mais frequentemente amostradas foram: *Aequidens pallidus* (26 dos 52 igarapés; FO= 50,0%), *Poecilia reticulata* e *Cichlasoma amazonarum* (20 igarapés; FO= 38,4%), *Copella callolepis* (18; 34,6%), *Hoplias malabaricus* (17; 32,7%), *Pyrrhulina brevis* (16; 30,7%) e *Anablepsoides micropus* (15; 28,8%) (Tabela 2). Das 68 espécies amostradas, 39 tiveram baixa frequência de ocorrência, sendo que 26 (38,2%) ocorreram apenas uma única vez, e 13 (19,1%) ocorreram em 2-3 igarapés (Tabela 2).

Tabela 2. Composição da ictiofauna capturada nos 52 igarapés amostrados na zona urbana de Manaus, com suas respectivas origens, abundância e importância relativa com base na abundância numérica percentual (NP%) e frequência de ocorrência percentual (FO%), nas diferentes categorias de igarapés (íntegros, alterados e poluídos), localizados dentro ou fora de fragmentos florestais.

ORDEM/Família/espécie	Origem	Abundância (N)	Biomassa (g)	NP% e FO% das espécies por categoria de igarapé					
				Íntegros		Alterados		Poluídos	
				Dentro	Fora	Dentro	Fora	Dentro	Fora
<b>CHARACIFORMES</b>									
<b>Characidae</b>									
<i>Astyanax bimaculatus</i>	Alóctone	371	1067,5	4	1		4		
<i>Ctenopoma spilurus</i>	Alóctone	241	576,4		2	4	4		
<i>Gymnocorymbus thayeri</i>	Alóctone	9	24,67	4	4				
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	Nativa	7	5,2		4				
<i>Hemigrammus diagonicus</i>	Nativa	2	0,5		4				
<i>Hemigrammus levis</i>	Nativa	1	0,96			4			
<i>Hemigrammus stictus</i>	Nativa	1	0,6	4					
<i>Hyphessobrycon agulha</i>	Nativa	9	3,5				4		
<i>Hyphessobrycon melazonatus</i>	Nativa	76	59,37	2	4				
<i>Moenkhausia collettii</i>	Nativa	6	3,64				4		
<i>Paracheirodon axelrodi</i>	Alóctone	2	0,5		4				
<b>Crenuchidae</b>									
<i>Crenuchus spilurus</i>	Nativa	58	43,8	3	4		4		
<i>Microcharacidium eleotrioides</i>	Nativa	6	0,51	4					
<i>Odontocharacidium aphanes</i>	Nativa	11	0,55		3				
<i>Poecilocharax weitzmani</i>	Nativa	33	4,3	4	3				
<b>Erythrinidae</b>									
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Nativa	39	180,05	1	4	4			
<i>Hoplias malabaricus</i>	Nativa	112	954,96	1	3	3	4		
<b>Iguanodectidae</b>									
<i>Bryconops giacopinii</i>	Nativa	3	42,9	4			4		
<b>Lebiasinidae</b>									
<i>Copella callolepis</i>	Nativa	344	82,9	1	1	4	3		
<i>Copella nattereri</i>	Nativa	107	15,21	4	1				
<i>Nannostomus beckfordi</i>	Alóctone	153	31,77	2	3	4			
<i>Nannostomus eques</i>	Nativa	2	0,43		3				
<i>Nannostomus marginatus</i>	Nativa	147	23,44	1	1				
<i>Pyrrhulina australis</i>	Alóctone	15	3,2				3		

<i>Pyrrhulina brevis</i>	Nativa	211	81,54	1	4	2			
<i>Pyrrhulina cf. marilynae</i>	Nativa	26	5,4		4				
<i>Pyrrhulina semifasciata</i>	Nativa	2	1,17	4	4				
<b>CYPRINIFORMES (não nativo)</b>									
<b>Danionidae</b>									
<i>Danio rerio</i>	Exótica	8	0,72					4	
<b>SILURIFORMES</b>									
<b>Callichthyidae</b>									
<i>Callichthys callichthys</i>	Nativa	7	13,51					3	4
<i>Corydoras aeneus</i>	Nativa	32	55,84			4	4	4	4
<i>Hoplosternum littorale</i>	Alóctone	9	285,59						4
<i>Megalechis picta</i>	Nativa	4	52,6	4			4		
<b>Heptapteridae</b>									
<i>Rhamdia muelleri</i>	Nativa	1	0,99				4		
<i>Rhamdia quelen</i>	Nativa	1	88,2				4		
<b>Loricariidae</b>									
<i>Ancistrus</i> sp. "figueiredo"	Alóctone	27	93,94				4	4	4
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Alóctone	2	386,4				4		
<i>Pterygoplichthys punctatus</i>	Alóctone	2	3,15			4		4	
<b>GYMNOTIFORMES</b>									
<b>Gymnotidae</b>									
<i>Gymnotus</i> aff. <i>pedanopterus</i>	Nativa	3	2,74	4					
<i>Gymnotus coropinae</i>	Nativa	4	3,33	4	4				
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>									
<b>Rivulidae</b>									
<i>Anablepsoides micropus</i>	Nativa	77	28,3	1	3	3	3		4
<i>Anablepsoides ornatus</i>	Nativa	2	0,5		4				
<i>Laimosemion</i> sp.	Nativa	4	0,99	4					
<i>Laimosemion kirovskiyi</i>	Nativa	23	1,21	4					
<b>Poeciliidae</b>									
<i>Fluviphylax pygmaeus</i>	Nativa	26	1,07		4				
<i>Fluviphylax simplex</i>	Nativa	6	0,44			3			
<i>Poecilia reticulata</i>	Exótica	6876	798,82	2	4	1	1	1	1
<i>Xiphophorus helleri</i>	Exótica	36	12,19					4	
<i>Xiphophorus maculatus</i>	Exótica	12	6,09			4	4	4	
<b>SYNBRANCHIFORMES</b>									
<b>Synbranchidae</b>									
<i>Synbranchus madeirae</i>	Nativa	4	0,8	4					4
<i>Synbranchus</i> sp. "reticulado"	Nativa	14	33,62	3	3	4			
<b>CICHLIFORMES</b>									
<b>Cichlidae</b>									
<i>Acarichthys heckelii</i>	Alóctone	5	21,25	4	4				
<i>Acaronia nassa</i>	Nativa	28	289,95	4	3				
<i>Aequidens pallidus</i>	Nativa	220	2160	1	1		3		4
<i>Apistogramma eunotus</i>	Nativa	1	0,6		4				
<i>Apistogramma geophya</i>	Nativa	23	12,58	3			3		
<i>Apistogramma gibbiceps</i>	Nativa	11	4,72		4				
<i>Apistogramma hippolytae</i>	Nativa	131	130,68	2	3	4			4
<i>Apistogramma regani</i>	Nativa	84	53,12	2	1				
<i>Bujurquina</i> sp.	Nativa	19	159,2			4	4		4
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	Alóctone	363	1375,07	4	1	1	1	4	3
<i>Crenicichla inpa</i>	Nativa	20	153,29	3	3	4			
<i>Heros spurius</i>	Alóctone	3	6,73	4					
<i>Laetacara fulvipinnis</i>	Alóctone	11	67,62	4					
<i>Laetacara thayeri</i>	Alóctone	1	5,7		4				

<i>Mesonauta insignis</i>	Nativa	6	25,2	3				
<i>Oreochromis niloticus</i>	Exótica	2	0,07				4	
<i>Pterophyllum leopoldi</i>	Alóctone	1	21,39	4				
<i>Taeniacara candidi</i>	Nativa	17	3,81	4	4			
<b>68 espécies</b>		<b>10.120</b>	<b>9.577,0</b>	<b>37 spp.</b>	<b>39 spp.</b>	<b>17 spp.</b>	<b>22 spp.</b>	<b>10 spp.</b>

Legenda:

1	Alta abundância - Frequente
2	Alta abundância - Ocasional
3	Baixa abundância - Frequente
4	Baixa abundância - Ocasional

### Varição na composição da ictiofauna nos igarapés

Os resultados da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com base nos dados de presença-ausência de espécies de peixes indicaram a existência de modificações da composição das assembleias locais. Os dois primeiros eixos da PCoA capturaram boa parte da variação dos dados originais de composição de espécies das assembleias de peixes (PCoA 1= 19,9%; PCoA 2= 10,3%). A ordenação das amostras demonstrou que os igarapés íntegros estão mais dispersos no espaço bidimensional, indicando uma maior heterogeneidade na composição de espécies nesses ambientes (Figura 6; Apêndice 3). Também é possível observar uma maior similaridade na composição da ictiofauna dos igarapés poluídos, demonstrando haver uma maior homogeneidade nas espécies encontradas nesses locais, ou seja, uma simplificação das assembleias de peixes nesses ambientes (Figura 6; Apêndice 3).

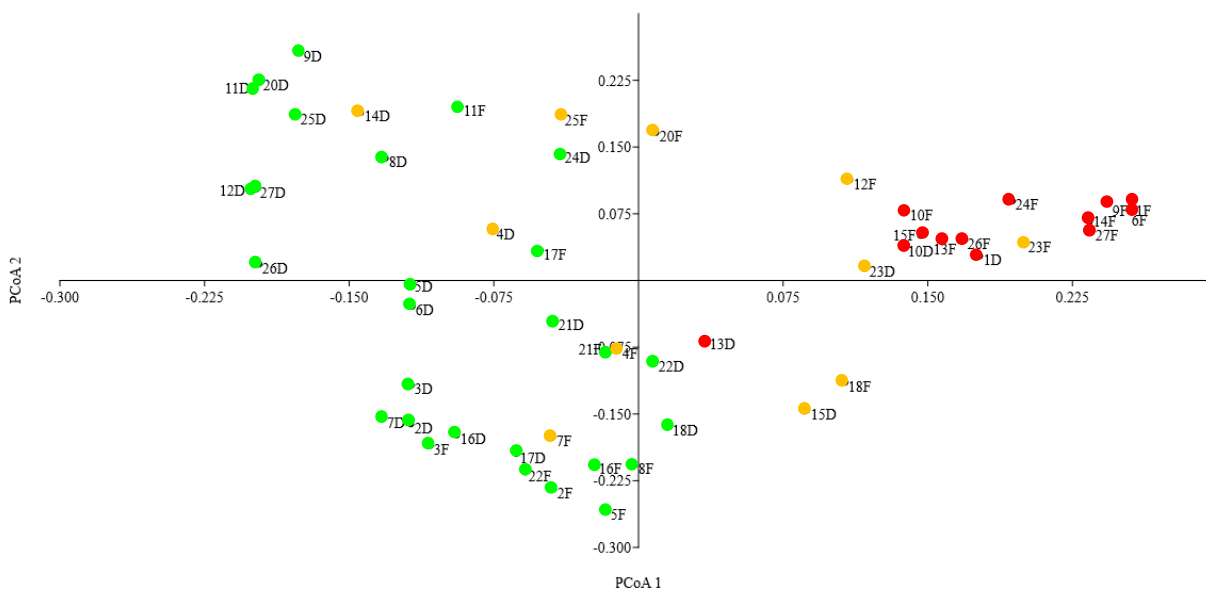


Figura 6. Ordenação por meio de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das amostras de peixes em igarapés da zona urbana de Manaus, com base em dados de presença-ausência (similaridade do índice de Jaccard). (os números representam os igarapés íntegros (**verde**), alterados (**laranja**) e poluídos (**vermelhos**) e as letras indicam “D”=dentro e “F”=fora de fragmentos florestais).

### **Relação entre as variáveis ambientais dos igarapés e a composição das assembleias de peixes**

Os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) conduzida com base nos dados de características estruturais e limnológicas dos igarapés explicaram 40,4% da variância total. A composição da ictiofauna (presença-ausência) foi representada por duas dimensões da PCoA, que explicaram 30,2% variação dos dados qualitativos.

Para verificar a possível relação entre as variáveis ambientais (representadas pelos eixos 1 e 2 da PCA) com a composição de espécies (representada pelos eixos 1 e 2 da PCoA), foram realizadas regressões lineares entre o primeiro e o segundo eixos das duas análises. Houve relação significativa entre as características ambientais dos igarapés (PCA 1) e a composição de espécies de peixes PCoA 1 ( $R^2 = 0,7265$ ;  $p = <0,0001$  Figura 7), mas não com o PCoA 2 ( $R^2 = 0,0482$ ;  $p = 0,1177$ ), e tampouco entre o PCA 2 e o PCoA 2 ( $R^2 = 0,0104$ ;  $p = 0,4714$ ).

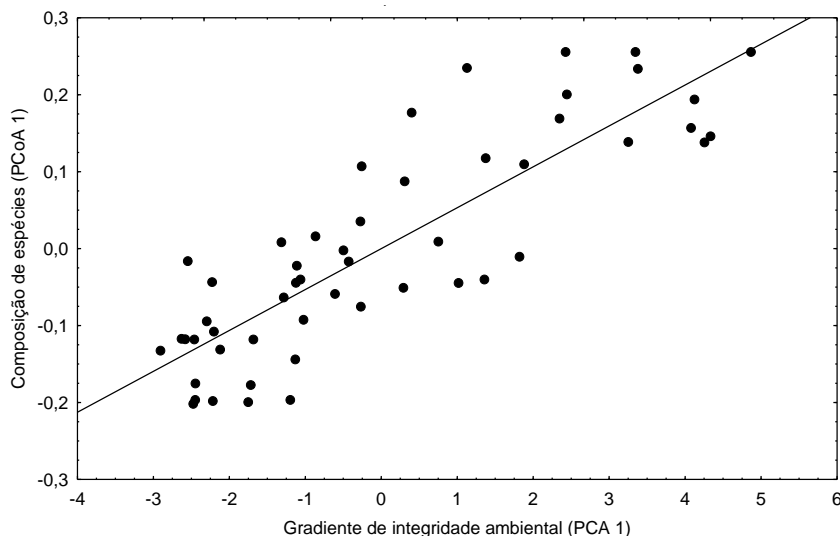


Figura 7. Regressão entre o eixo 1 da PCA (representando o gradiente de integridade ambiental (variáveis limnológicas e estruturais dos igarapés) e o eixo 1 da ordenação da PCoA (representando a composição das assembleias de peixes com base em dados de presença-ausência das espécies) nos igarapés urbanos da cidade de Manaus.

Também foram realizadas Análises de Correspondência Canônica (CCA) entre os igarapés, incluindo variáveis abióticas/ambientais e a composição de peixes baseada nas 50 espécies mais abundantes (espécies com mais de 3 indivíduos amostrados), sendo esta empregada para visualizar a composição de táxons, suas correlações com as variáveis abióticas/ambientais e as correlações destas entre si.

O primeiro eixo (CCA 1) explicou 20,9% da variância (Figura 8). Esse eixo ordenou a maioria dos igarapés analisados em dois principais agrupamentos, sugerindo que uma parte dos igarapés estudados (igarapés alterados e poluídos) tem assembleias de espécies distintas daquelas dos igarapés íntegros, e reduzidas a poucas espécies, tais como, *Poecilia reticulata*, *Hoplosternum littorale*, *Xiphophorus helleri*, *X. maculatus*, *Ancistrus* sp. “figueiredo”, *Danio rerio*, *Corydoras aeneus*, *Bujurquina* sp. e *Synbranchus madeirae*. Essas espécies estão mais associadas a igarapés alterados e poluídos, ou seja, com maior abertura de dossel e com água eutrofizada, com altos valores de fósforo total, amônia, nitrito, nitrato, clorofila A e presença de lixo no substrato. Por outro lado, os igarapés íntegros apresentaram dossel mais fechado e águas com elevada integridade e ictiofauna mais diversificada. Espécies nativas de peixes foram bastantes abundantes e fortemente associadas a esses igarapés (e.g. *Aequidens pallidus*, *C. callolepis*, *Copella nattereri*, *Crenuchus spilurus*, *Hoplias malabaricus*, *Erythrinus erythrinus*, *Pyrrhulina brevis*, *Nannostomus marginatus*, *Apistogramma hippolytae*, *Apistogramma regani* e outros, apresentaram correlação com altos teores de oxigênio dissolvido, maiores velocidade de corrente e maiores proporções de liteira (LT), troncos (TR) e raízes (RA) compondo o substrato (Figura 8).

O segundo eixo (CCA 2) explicou 16,0% da variância, e evidenciou o efeito de maiores proporções de argila (AG) no substrato, relacionadas a igarapés com alterações ambientais incipientes. Poucas espécies nativas foram fortemente associadas a esses locais, dentre estas, *Pyrrhulina australis*, *Hyphessobrycon agulha* e *Moenkhausia colletti* (Figura 8).

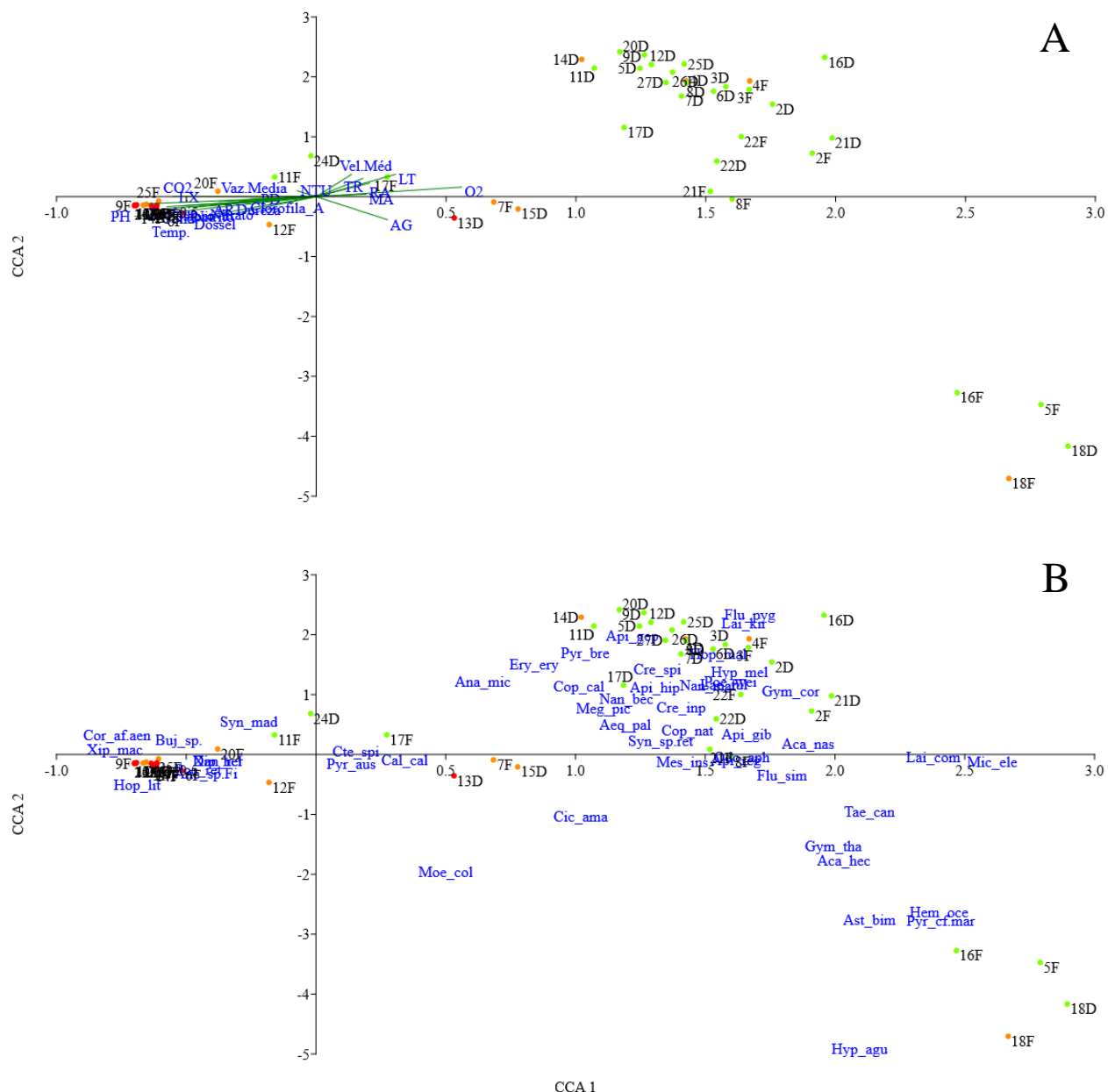


Figura 8. Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas, igarapés e a correlação da composição de peixes das 50 espécies mais abundantes (> 3 indivíduos). Para uma melhor visualização a CCA foi dividida em dois diagramas: (A) relação das variáveis estruturais e limnológicas (vetores) com igarapés dentro e fora de fragmentos florestais; e (B) relação entre a presença das espécies (abundância) com os igarapés íntegros (verde), alterados (laranja) e poluídos (vermelho). Os códigos com seis letras representam as espécies (vide Apêndice 4), os números indicam os igarapés, e as letras (D) e (F) indicam se o igarapé se encontra dentro ou fora dos fragmentos florestais, respectivamente. Os vetores representam a influência (direção) e a intensidade (tamanho da linha) das variáveis estruturais e limnológicas projetadas no espaço bidimensional: **Temp.**= Temperatura, **pH**= Potencial hidrogeniônico, **Cond.**= Condutividade, **LX**= lixo, **PD**= Pedra/cascalho, **AR**= areia, **CO<sub>2</sub>**= Dióxido de carbono, **NTU**= turbidez, **AG**= argila, **MA**= macrófita aquáticas, **TR**= tronco, **RA**= raiz, **LT**= literira, **O<sub>2</sub>**= oxigênio dissolvido, **Vaz.Méd.**=

vazão média e Vel.Méd.= velocidade média, Dossel, Nitrito, Nitrato, Fósforo total, Amônia, Dureza e Clorofila A.

### *Efeitos da degradação do habitat sobre a estrutura das assembleias de peixes*

Regressões lineares entre as variáveis ambientais (representadas pelos escores do eixo 1 da Análise de Componentes Principais (PCA 1) e os atributos ecológicos das assembleias locais de peixes nos igarapés revelaram a ocorrência de várias relações significativas. O aumento da degradação dos habitats foi correlacionado negativamente com a Riqueza de espécies (S), diversidade (H') e equitabilidade (J) (Figura 9A-B). Por outro lado, a abundância e a dominância de uma ou mais espécies na estrutura das assembleias de peixes aumentaram significativamente com a degradação (Figura 9C-D), enquanto que a equitabilidade diminuiu drasticamente (Figura 9E). Porém, a biomassa não apresentou relação com o gradiente de degradação ambiental dos igarapés (Figura 9F).

A abertura do dossel ( $R^2 = 0,3648$ ;  $p = 0,001$ ), o pH ( $R^2 = 0,5489$ ;  $p = 0,0001$ ), a concentração de fósforo total ( $R^2 = 0,3652$ ;  $p = 0,001$ ), amônia total ( $R^2 = 0,3645$ ;  $p = 0,001$ ) e nitrito ( $R^2 = 0,3370$ ;  $p = 0,001$ ) apresentaram relações negativas e significativas com a composição de espécies nos igarapés, ou seja, espécies sensíveis ou especialistas não toleram grandes mudanças dessas variáveis, como remoção da mata ciliar e aumento das concentrações de fósforo, amônia e nitrito, evidenciando uma simplificação da composição das assembleias com o aumento dessas variáveis (Figuras 10A a E). A concentração de oxigênio dissolvido, por sua vez, teve efeito menos intenso, mas significativo na composição de espécies ( $R^2 = 0,2384$ ;  $p = 0,002$ ) (Figura 10F), sendo que espécies dos gêneros *Corydoras*, *Callichthys*, *Hoplosternum*, *Ancistrus* e *Pterygoplichthys* estavam presentes em ambientes com baixos teores de oxigênio dissolvido de igarapés alterados e poluídos.

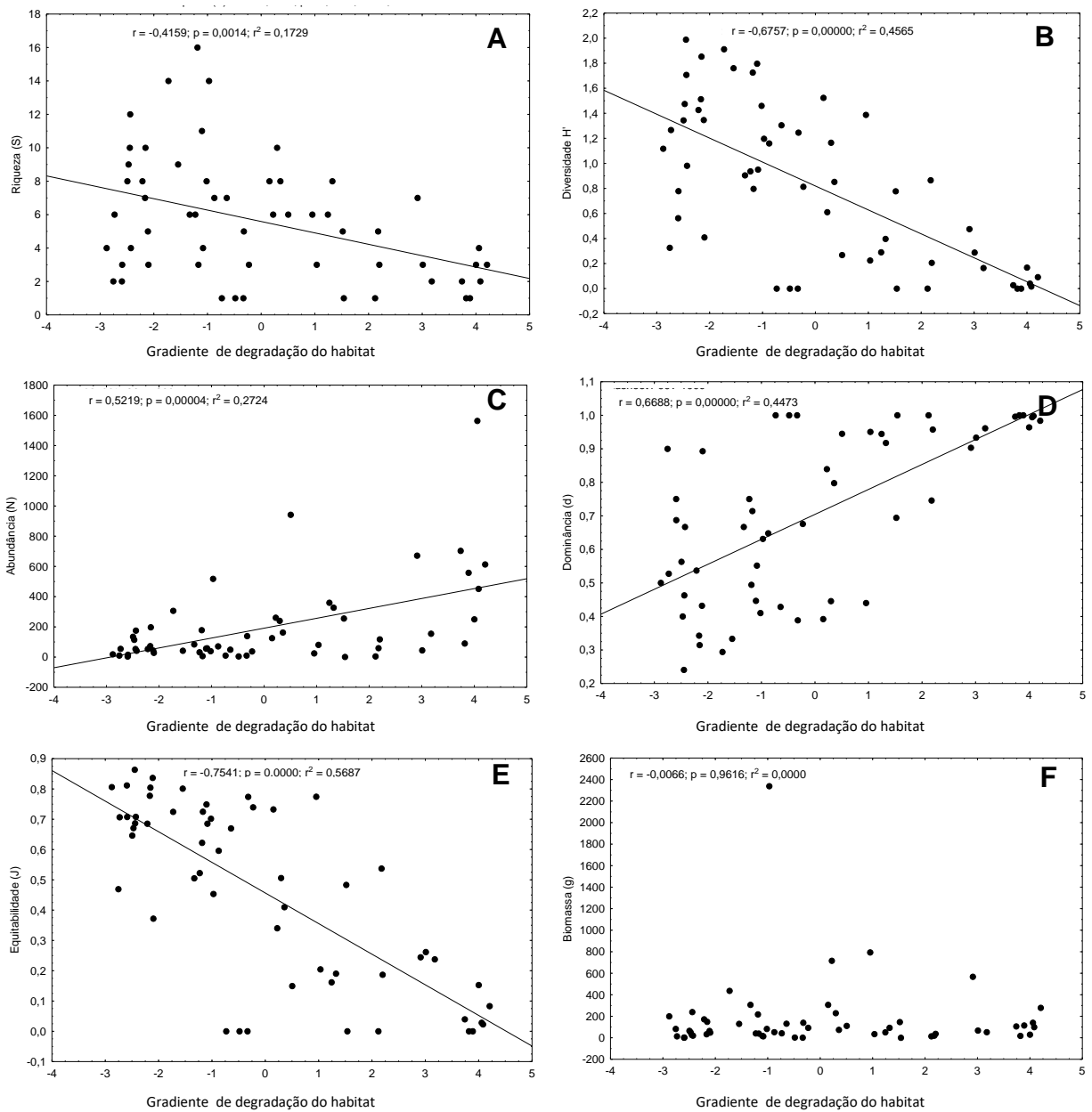


Figura 9. Relação da degradação do habitat (representada pelos escores do eixo 1 da PCA) com os valores dos atributos ecológicos da ictiofauna: Riqueza (A), Abundância (B), diversidade (C), dominância (D), equitabilidade (E) e biomassa em gramas (F).



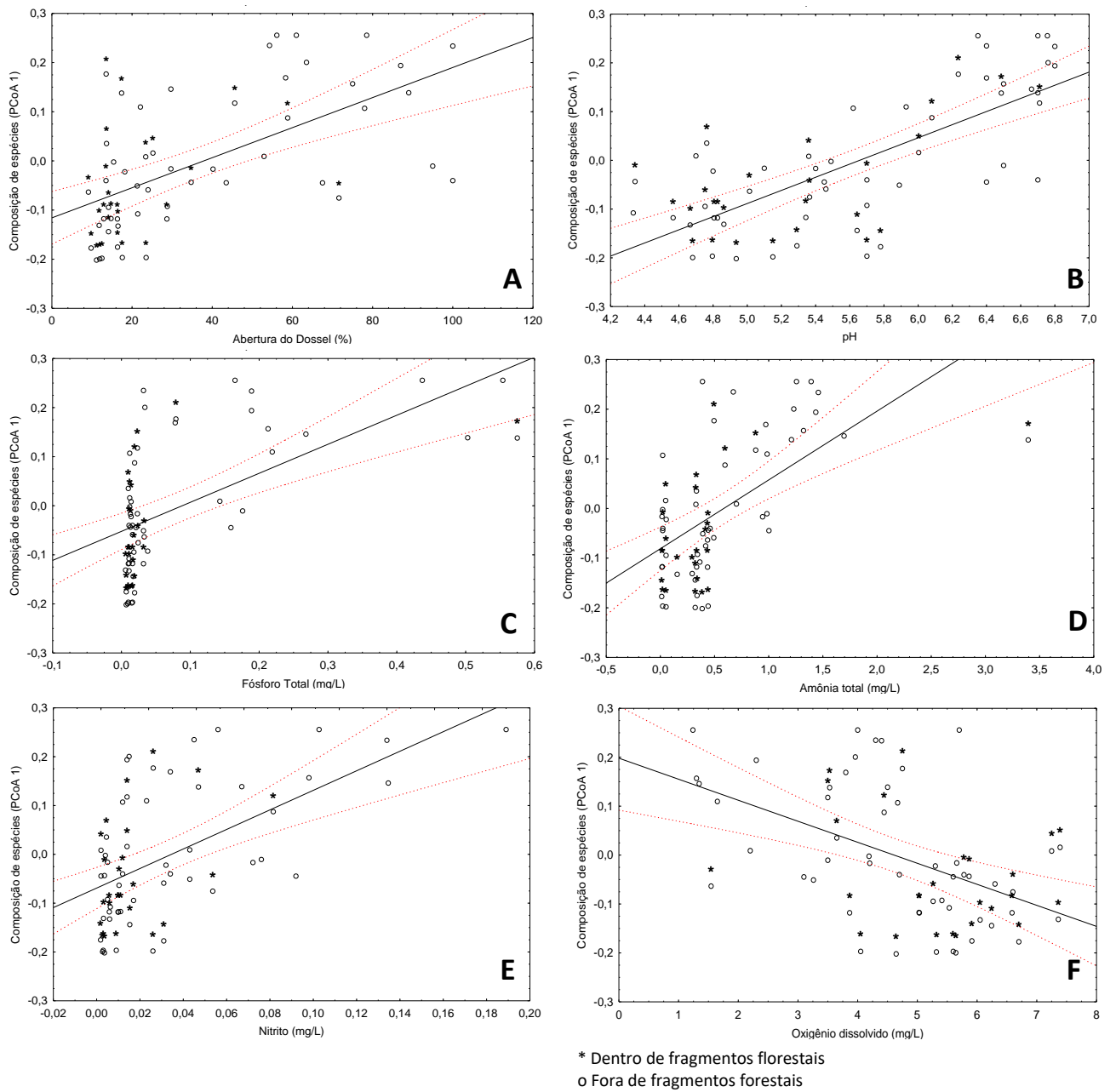


Figura 10. Influência da abertura do dossel (A), pH (B), concentrações de fósforo total (C), amônia total (D), nitrito (E) e concentração de oxigênio dissolvido (F) sobre a composição das assembleias de peixes em 52 igarapés dentro e fora de fragmentos florestais da área urbana da cidade de Manaus.

## DISCUSSÃO

### *A composição da ictiofauna e a estrutura física e limnológica dos igarapés dentro e fora dos remanescentes florestais da área urbana de Manaus*

Neste estudo foi investigada a composição da ictiofauna de igarapés dentro e fora de fragmentos florestais urbanos e com diferentes graus de integridade ambiental. Os resultados indicam que alterações nas características físicas (estruturais) e limnológicas (químicas e físico-químicas da água) apresentam forte influência sobre o padrão de distribuição das espécies de peixes nos igarapés urbanos. Destacamos a presença do despejo de esgoto (evidenciados pelas alterações nas variáveis de qualidade da água) e demais fontes de impactos provenientes de perturbações antropogênicas, como o desmatamento e por consequência a fragmentação florestal, que acarretam maior abertura do dossel (Apêndices 5 e 6), por conseguinte, maior quantidade de luz solar incidindo na superfície dos igarapés, além da descaracterização física das margens e do leito e na provável redução da oferta de recursos de origem alóctone para a ictiofauna.

A questão central do estudo se refere ao modo como as assembleias de peixes respondem aos múltiplos distúrbios antropogênicos que afetam os igarapés urbanos de Manaus. Verificamos que alguns padrões foram evidentes, como a manutenção de várias espécies nativas em igarapés com água com boa integridade (em fragmentos florestais de diferentes tamanhos) (Apêndice 7). Também verificamos que houve a redução da riqueza em função da extirpação (i.e., extinção local) de espécies nativas nos igarapés estruturalmente alterados e poluídos, e o aumento do número de espécies não nativas resistentes às transformações ambientais nos igarapés ambientalmente descaracterizados (alterados e poluídos) (Apêndice 8).

A expansão da cidade de Manaus, a maior metrópole da Amazônia brasileira, traz consigo o desmatamento da floresta, e por consequência a perda de habitats aquáticos, que é um problema que cresce a cada ano. Tais desmatamentos (grande parte deles ilegais) constituem os primeiros passos para o surgimento de novos núcleos urbanos (e.g. SILVA & SILVA, 1993; OLIVEIRA, 2010), muitos deles legalmente irregulares e sem nenhum planejamento. Um dos efeitos que essas ocupações provocam são as modificações na estrutura dos igarapés, através do desmatamento das margens e dos processos de desbarracamento, assoreamento, simplificação do habitat, e, por fim, poluição e eutrofização, que promovem mudanças nas características físicas/estruturais e físico-químicas da água, que trazem consigo grandes modificações nas

comunidades biológicas (*e.g.* CLETO-FILHO & WALKER, 2001; COUCEIRO *et al.*, 2006; BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018).

Dentre os parâmetros físicos e físico-químicos mensurados no presente estudo, a maioria deles apresentaram diferenças significativas entre as categorias de igarapés íntegros, alterados e poluídos. Os íntegros apresentaram um padrão semelhante ao descritos para outros igarapés naturais da Amazônia Central (*e.g.* PASCOALOTO, 2001; MENDONÇA *et al.*, 2005; ESPIRITO-SANTO, 2007; ZUANON *et al.*, 2015). Valores mais elevados de velocidade média da correnteza, oxigênio dissolvido, proporção de liteira, raiz e tronco na composição do substrato, foram correlacionados principalmente a estes igarapés íntegros, certamente refletindo os processos naturais que ocorrem nesses ambientes (*e.g.* WALKER, 1990; MENDONÇA *et al.*, 2005).

Nos igarapés alterados (descaracterizados) foram registradas modificações principalmente nas características físicas do leito, tais com margens com desbarrancamento e leitos modificados por ações principalmente de enxurradas, mas também modificações nas variáveis físico-químicas de suas águas. Além disso, o desmatamento e por consequência a fragmentação, acarreta a maior abertura do dossel, e os substrato de fundo como argila e areia, foram fortemente correlacionados aos igarapés alterados, refletindo, em parte, os processos de mudanças nesses ambientes, devido a perturbações antrópicas na área de entorno dos igarapés (BELTRÃO, 2007; NESSIMIAN *et al.*, 2008).

Já os igarapés poluídos apresentaram o despejo de água servida (esgoto) constante e diretamente nesses ambientes, e esses igarapés foram fortemente correlacionados aos parâmetros indicadores de eutrofização, como o aumento significativo dos níveis de fósforo total, amônia total, nitrito, nitrato, Clorofila A e maior turbidez, e também um aumento no volume de água, com maiores valores de vazão média. Esse aumento na vazão reflete o aumento do volume de drenagem da maior parte desses igarapés poluídos, devido principalmente o aporte de água servida das áreas de entorno, e de enxurradas decorrentes da menor capacidade de infiltração e retenção da água no solo, pois, a impermeabilização com concreto ou asfalto impede a penetração da água no solo. Além do aumento dos parâmetros indicadores de eutrofização e de vazão, a temperatura da água, a condutividade, o pH, o CO<sub>2</sub>, a presença de lixo, maior abertura de dossel, e também uma diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido estiveram correlacionados aos igarapés poluídos (tanto dentro como fora dos fragmentos florestais). Esses processos de

degradação do habitat e poluição indicam mudanças nesses ambientes, e refletem nas modificações das comunidades aquáticas aqui analisadas.

Altas concentrações de fósforo total nos igarapés poluídos de Manaus, por exemplo, provavelmente estão relacionadas ao despejo de esgotos domésticos contaminados com produtos químicos de limpeza utilizados nas residências e na indústria, embora não tenha sido objeto de uma análise mais profunda até o momento (*e.g.* WAICHMAN & BORGES, 2003). Já as altas concentrações de nitrogênio (refletidas principalmente nas maiores concentrações de amônia total, nitrito e nitrato) podem estar relacionadas ao excesso de excrementos humanos despejados diretamente nos igarapés dessas microbacias de drenagem urbanas (*e.g.* COUCEIRO, 2006).

A poluição e eutrofização desses igarapés também provocam uma elevação da condutividade e do pH desses sistemas. Quanto mais elevado for o pH, maior será a porcentagem de amônia presente na forma  $\text{NH}_3$  não ionizada (ou seja, a forma tóxica desse gás) (REIS, 2018). Assim, quanto maiores forem os níveis de eutrofização desses sistemas, os níveis dos compostos nitrogenados (principalmente amônia e nitrito) também tendem a aumentar proporcionalmente, o que pode causar intoxicação e estresse, predispondo os peixes a doenças infecciosas (LIMA *et al.*, 2008), que dependendo da concentração, podem ser fatais para a maioria dos organismos aquáticos presentes nesses sistemas (*e.g.* COUCEIRO, 2005). Já o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) em concentrações razoavelmente altas ( $>0,02$  mg/L), pode causar a doença do sangue marrom, visto que esse gás se liga à hemoglobina e causa sérios problemas para os peixes, reduzindo a sua capacidade de transporte de oxigênio até as células e, por conseguinte, reduzindo a capacidade de respiração (LIMA *et al.*, 2008; NASCIMENTO *et al.*, 2008). Além disso, os baixos níveis de oxigênio dissolvido observados nos igarapés poluídos, decorrentes principalmente da decomposição bacteriana pelo excesso de matéria orgânica (SILVA, 1992; WAICHMAN & BORGES, 2003), fazem com que esses ambientes sejam impróprios para muitas espécies nativas de organismos aquáticos, notadamente as que apresentam hábitos mais especializados, que tipicamente habitam igarapés de terra firme na Amazônia Central.

Assim, a heterogeneidade ambiental e a qualidade do habitat atuam como fatores-chave para a estruturação das assembleias de peixes, tendo em vista que, as condições ambientais e a disponibilidade de recursos no habitat influenciam a distribuição e a coexistência das espécies (*e.g.* ZANINI *et al.*, 2017). Em riachos neotropicais, o desmatamento e a fragmentação podem afetar negativamente a estrutura das assembleias de peixes e o ambiente aquático (*e.g.* BOJSEN

& BARRIGA, 2002), mas a poluição desses ambientes também demonstrou ter forte influência na estruturação dessas assembleias (e.g. SILVA, 1992; CUNICO *et al.*, 2006; BELTRÃO, 2007; ZANINI *et al.*, 2017), assim, como de outros organismos como invertebrados aquáticos semelhantemente afetados (e.g. CLETO-FILHO & WALKER, 2001; COUCEIRO, 2005; COUCEIRO *et al.*, 2006).

Muitos estudos têm demonstrado que a perturbação antrópica é o principal fator que provoca alterações na estrutura de comunidades bióticas em cursos de água urbanos em todo o mundo (REVENGA & KURA, 2003; POMPEU & ALVES, 2005; ROSA, 2006; SANTOS *et al.*, 2015). Entre os 52 igarapés urbanos analisados no presente estudo, 29 (55,7%) apresentaram ictiofauna considerada típica de igarapés de pequeno porte da Amazônia central brasileira (e.g. MENDONÇA *et al.*, 2005; ZUANON *et al.*, 2015). Porém, observamos que, mesmo com boa integridade, em 16 desses igarapés, havia a presença de uma a quatro espécies não nativas (alóctones), sendo a grande maioria delas em baixas abundâncias, com exceção apenas de *Astyanax bimaculatus*, *Ctenobrycon spilurus* e *Nannostomus beckfordi*, que em um único evento, cada, ocorreram em alta abundância. Também houve a presença da espécie exótica *Poecilia reticulata* e da alóctone *Cichlasoma amazonarum* nas três categorias de igarapés (íntegros, alterados e poluídos), o que nos revela grande rusticidade e plasticidade ambiental dessas espécies, bem como o seu potencial como espécies invasoras de sistemas aquáticos na Amazônia (e.g. DORIA *et al.*, 2021)

Dentre as 51 espécies amostradas em igarapés íntegros, 33 eram nativas, as quais apresentaram maior diversidade nessa categoria de ambiente. Além dessas, também foram amostradas espécies alóctones (8 spp.) e uma exótica. Dentre as espécies não nativas (alóctones + exóticas) a maioria delas possuíam baixa abundância e foram ocasionalmente encontradas nos ambientes íntegros, demonstrando, em geral, baixa capacidade de integração às assembleias de peixes em ambientes íntegros, possivelmente como resultado de uma forte resistência biótica à invasão (e.g. GUARIDO, 2014) Contudo, a presença dessas espécies pode acarretar impactos ecológicos futuros, caso várias delas se estabeleçam nos ambientes degradados e poluídos, que poderão se tornar fontes de propágulos para a invasão de novos ambientes, inclusive não degradados.

Entre as espécies nativas, 25 delas foram encontradas tanto dentro como fora dos fragmentos florestais, demonstrando que a qualidade da água certamente facilita a permanência

de uma maior diversidade de espécies nativas, até mesmo fora dos fragmentos florestais. Nesses casos, se for mantida uma qualidade da água adequada. Isso indica que se em ambientes urbanos da cidade de Manaus e de outras cidades da Amazônia, os fragmentos florestais estiverem conectados por igarapés com águas de boa qualidade, é possível a manutenção da maioria das espécies nativas nesses ambientes. Assim, existindo conexões entre os fragmentos florestais, haverá uma maior probabilidade de manter o fluxo gênico entre os indivíduos dessas espécies, e também a migração entre fragmentos florestais urbanos existentes (BRITO, 2012).

Grande parte das espécies encontradas nos ambientes íntegros, pertencem ao grupo dos Characiformes (principalmente Characidae, Lebiasinidae e Crenuchidae), mas também representantes dos Gymnotiformes (Gymnotidae). A maioria das espécies desses dois grupos, geralmente são sensíveis às mudanças ambientais, principalmente ao desmatamento (que ocasiona fragmentação de habitats, formação de clareiras e barreiras ecológicas, e produzem diferentes formas de barramentos de igarapés), mas também sensíveis à poluição (eutrofização), como demonstrado por alguns trabalhos na Amazônia (e.g. KIROVSKY, 1998; BOJSEN & BARRIGA, 2002; BELTRÃO, 2007; DIAS, 2008; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018).

Também nos igarapés íntegros, espécies alóctones parecem se beneficiar de alguma forma, como *Cichlasoma amazonarum*, *Astyanax bimaculatus*, *Gymnocorymbus thayeri*, *Heros spurium*, *Laetacara fulvipinnis* e *Nannostomus beckfordi*, além da espécie exótica *Poelicia reticulata*, embora estas espécies sejam encontradas em pequena abundância, todas elas de certa forma já podem estar se adaptando a esses ambientes e/ou realizando certa incursão, o que pode facilitar invasões posteriores ao gerarem modificações nas assembleias de espécies nativas.

Porém, quando analisamos os igarapés estruturalmente descaracterizados, percebemos uma redução na riqueza e diversidade de espécies nativas, no máximo 11 spp. (dentro de fragmentos) a 14 spp. (fora dos fragmentos), acarretando assim uma menor diversidade de espécies nesses ambientes. Isso indica que, em igarapés descaracterizados, as espécies nativas começam a desaparecer, seja pelas características dos igarapés e pela mudança na qualidade da água.

Quando o cenário muda para ambientes poluídos (com aporte direto de esgotos), houve ainda maior redução das espécies nativas (e uma menor diversidade), com a presença de apenas duas (dentro dos fragmentos) a sete (fora dos fragmentos) espécies nativas. Das espécies nativas que conseguiram persistir nesses ambientes poluídos (com pouco oxigênio), grande parte delas

possuem modificações morfológicas, fisiológicas e comportamentais para engolirem ar atmosféricos e extraí-lo através do intestino, brânquias adaptadas e/ou modificações do epitélio da cavidade buco-faríngea. Dentre essas espécies estão: *Callichthys callichthys*, *Corydoras aeneus* (Callichthyidae), *Synbranchus madeirae* (Synbranchidae) e *Anablepsoides micropus* (Rivulidae) (QUEIROZ *et al.*, 2013). Além de suportarem águas com pouco oxigênio, de alguma forma essas espécies se adaptaram a esses novos ambientes, o que nos indica terem certa tolerância aos efeitos da poluição/eutrofização e que merecem ser investigados em outras pesquisas.

Além da maior riqueza e diversidade, a abundância das espécies nativas também foi maior em ambientes íntegros (entre 1.299 e 1.440 indivíduos), reduzindo drasticamente nos ambientes alterados dentro e fora de fragmentos florestais (520 a 907, respectivamente). Porém, quando verificamos os igarapés poluídos, percebemos um aumento na abundância (entre 2.510 a 3.444 indivíduos por igarapé) e este aumento está relacionado a uma única espécie exótica (*Poecilia reticulata*), que representou 97% da abundância.

Como esses igarapés poluídos devem possuir uma grande quantidade de detritos, provavelmente o alto consumo desse recurso, que possui baixo valor nutricional, pode indicar uma “estratégia de alimentação compensatória” (e.g. YEAGER *et al.*, 2014) para *Poecilia reticulata* nos ambientes estudados. Essa estratégia tem sido demonstrada para muitos táxons quando as condições do ambiente limitam a disponibilidade de recursos de boa qualidade (TAILLON *et al.*, 2006; YEAGER *et al.*, 2014). Também é possível que *P. reticulata*, assim como outras espécies não nativas que se alimentam de detritos, como *Danio rerio*, tenham mecanismos desenvolvidos para extrair o máximo de nutrientes presentes no detrito ingerido como bactérias, protozoários e matéria orgânica particulada, uma vez que estas espécies se encontram estabelecidas nesses ambientes (MAGALHÃES & JACOBI, 2013; 2017).

No Sudeste do Brasil, em riachos de Mata Atlântica poluídos, há uma correlação positiva entre elevadas quantidades de detritos e dominância de espécies exóticas de poecilídeos (*Poecilia reticulata*, *P. sphenops* e *P. velifera*, *Xiphophorus hellerii*, *X. maculatus* e *X. variatus*), pois estes adaptam sua alimentação para detritos, que é o recurso mais abundante em ambientes aquáticos degradados e poluídos (MAGALHÃES & JACOBI, 2017).

A alta na abundância e na dominância de *P. reticulata* pode estar relacionada à maior tolerância (rusticidade) a ambientes poluídos/eutrofizados e a maior quantidade de detritos, mas

também, pode estar se beneficiando da ocupação de nicho (s) deixado (s) pela extirpação de espécies nativas que não toleram as mudanças que ocorrem nesse tipo de ambiente poluído, o que possivelmente torna vantajosa a ocupação desses nichos pelas espécies exóticas e alóctones (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014). Também foi verificada a menor dominância de uma única espécie na estrutura das comunidades em ambientes íntegros, tanto dentro como fora dos fragmentos, e isso acarreta uma maior equitabilidade na estrutura dessas comunidades, ou seja, um equilíbrio maior do número de indivíduos (abundância) entre as espécies nesses ambientes.

No tocante à similaridade na composição de espécies das assembleias de peixes em um gradiente de degradação ambiental, foi verificada as assembleias de peixes de igarapés íntegros (tanto dentro como fora dos fragmentos) são mais semelhantes entre si do que em relação às de igarapés alterados e poluídos, certamente refletindo as características dos habitats e a qualidade da água encontrada nesses ambientes. Igarapés íntegros principalmente dentro dos fragmentos florestais se mostraram muito similares a ambientes conservados da Amazônia, bastantes sinuosos com troncos, liteiras, galhos e areia, e sem desbarrancamentos de suas margens (WALKER, 1990; NESSIMIAN *et al.*, 2008), semelhante ao que ocorre em riachos de Mata Atlântica do Sudeste do Brasil (MAGALHÃES & JACOBI, 2017). Embora fora dos fragmentos ocorram algumas mudanças na composição das assembleias de peixes, a qualidade da água foi muito similar às encontrada dentro dos fragmentos. Assim, boa qualidade da água proporciona que, mesmo fora dos fragmentos haja uma semelhança na composição de espécies com a de trechos de igarapés dentro dos fragmentos, de até 50,0% das espécies. Assim, a qualidade da água pode ser um fator chave para a manutenção das espécies entre os fragmentos florestais urbanos, se existirem corredores de conexão (habitats de boa qualidade) entre esses fragmentos.

Os igarapés alterados e poluídos também apresentam composição de espécies mais semelhantes, entre si, tanto dentro como fora dos fragmentos, embora ambos tenham um reduzido número de espécies, em sua maioria, não nativas. É possível que a extirpação das espécies nativas tenha sido decorrente principalmente da perda da qualidade da água e de habitats, deixando nichos vagos para posterior ocupação pelas espécies alóctones e exóticas. Alternativamente, pode ser também uma sinergia de fatores envolvendo a perda da qualidade da água, a perda de habitats e a presença, estabelecimento e dominância de espécies não nativas, principalmente do guppy *Poecilia reticulata*. Esse processo de perda de biodiversidade nativa e simplificação das assembleias, provavelmente resultam na perda de funções e serviços ecológicos, que podem ter



consequências negativas adicionais para os sistemas formados pela floresta e seus cursos d'água. Por exemplo, o desmatamento, que gera trechos de igarapés sob dossel aberto, ou igarapés expostos diretamente ao sol, terão temperatura mais elevada e, por consequência, uma maior evaporação, associadas a uma proliferação de algas e maior número de espécies de cascudos (Loricariidae) de hábitos alimentares perifitívoros. Clareiras grandes resultam em floresta mais secas e as temperaturas serão mais variáveis (menos tamponadas pelo dossel floresta), o que causa impactos negativos sobre outros componentes do ecossistema, como as próprias plantas, invertebrados terrestres, aves, pequenos mamíferos, anfíbios e répteis (e.g. BIERREGAARD *et al.*, 1992; LAURANCE *et al.*, 2011; PALMEIRIM *et al.*, 2021; PALHETA *et al.*, 2021; TIMMERS *et al.*, 2022).

Em cerca de 30% dos igarapés considerados como estruturalmente íntegros foram encontradas 10 espécies não nativas (alóctones/exóticas). Essas espécies ocorreram principalmente na microbacia do Tarumã (zona norte da cidade), mais precisamente nos afluentes do igarapé Acará. Nesses afluentes, há cerca de 3 ou 4 décadas (meados dos anos de 1970 a 2000), haviam pelo menos três empresas de exportação de peixes ornamentais, que podem ter propiciado escapes de peixes estocados para venda local/exportação e que acabaram invadindo e ocupando ambientes íntegros. Isso poderia, explicar, a ocorrência de boa parte das espécies alóctones encontradas em ambientes íntegros do presente estudo, exportadas para Europa, EUA e Ásia, como *Acarichthys heckelii*, *Astyanax bimaculatus*, *Ctenobrycon spilurus*, *Heros spurius*, *Laetacara fulvipinnis*, *Laetacara thayeri*, *Nannostomus beckfordi*, *Paracheirodon axelrodi* e *Pterophyllum leopoldi*, assim como para estados principalmente da região Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil (ANJOS *et al.*, 2009), que não são encontrados normalmente em igarapés de terra-firme da Amazônia Central (e.g. MENDONÇA *et al.*, 2005; ZUANON *et al.*, 2015).

A presença de *Poecilia reticulata*, *Xiphophorus hellerii*, *X. maculatus* e *Danio rerio* nos igarapés foi provavelmente originada de descartes de aquaristas ou escapes de tanques de criadores amadores de peixes, pois essas espécies são das mais populares no comércio aquarista de Manaus (H. Beltrão, observação pessoal). Apenas *Cichlasoma amazonarum* (alóctone) e *P. reticulata* (exótica) foram encontradas em ambientes íntegros de microbacias do Mindu, Quarenta e lago do Aleixo.

De forma geral, um pouco mais de 50,0% dos igarapés amostrados neste estudo apresentavam boas condições de qualidade de água, incluindo, tanto igarapés dentro dos

remanescentes florestais quanto alguns fora dos fragmentos, e não apresentaram grandes mudanças na riqueza de espécies nativas de peixes. O fato da riqueza de espécies nativas diminuir com a perda da qualidade da água nos igarapés alterados e poluídos, reforça a hipótese de que as espécies nativas são altamente dependentes das condições ambientais gerais do sistema, o que inclui a manutenção da cobertura florestal e o aporte de material orgânico alóctone, e boa qualidade da água, essenciais na dinâmica trófica e na manutenção das espécies de peixes nativos (WALKER, 1990; UIEDA & KUKUSHI, 1995; MORTATI, 2004), sendo as mesmas características observadas para riachos de Cerrado e Mata Atlântica no Sudeste do Brasil (MAGALHÃES & JACOBI, 2013).

### ***O futuro dos igarapés urbanos de Manaus: implicações para a conservação***

O sucesso limitado dos esforços para a conservação de muitos ambientes terrestres e aquáticos fragmentados deve-se à falta de compreensão do papel crítico das perturbações, processos sucessionais e interações dos elementos da paisagem, que sustentam a integridade dos processos ecológicos desses ecossistemas (BIERREGAARD *et al.*, 1992; LAURANCE *et al.*, 2017). Se verificarmos os impactos da fragmentação assim como os efeitos de borda e outras perturbações (exemplo, tipo de matriz de entorno dos fragmentos), pode-se notar os efeitos persistentes desses fatores nos processos ecológicos dos ambientes terrestres e aquáticos, que, ao longo do tempo, podem causar a redução da biodiversidade local, interrupção do fluxo gênico e a homogeneização/diferenciação bióticas (BIERREGAARD *et al.*, 1992; BIERREGAARD, R., 2011; HADDAD *et al.*, 2015; LAURANCE *et al.*, 2017).

Isso nos mostra a importância da conservação destes ambientes para a manutenção dos processos ecológicos. Além da fauna terrestre, a aquática também depende da vegetação principalmente ripária para a sua manutenção. Lima & Gascon (1999) e Bierregaard *et al.*, (2001), trabalhando com pássaros, anfíbios, répteis e pequenos mamíferos compararam assembleias em remanescentes florestais de 1 a 100 ha nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica dos Fragmentos Florestais (PDBFF) na Amazônia Central, revelando que fragmentos de 100 ha ou maiores são essenciais para a manutenção das espécies, as quais foram semelhantes às florestas contínuas, e que fragmentos pequenos (1 a 10 ha) têm contribuição limitada para a conservação biológica.

Timmers *et al.*, (2022), por sua vez, realizando uma meta-análise global da diversidade de aves encontradas em 741 fragmentos florestais com diferentes tamanhos e status de conservação, revelaram que o aumento do tamanho do fragmento é mais eficaz na conservação das espécies, e que, fragmentos de 175 ha ou mais são essenciais para a conservação e proteção moderada das espécies, assim como para a manutenção de seu status de proteção. Beltrão (2007), não encontrou relação de riqueza de espécies de peixes e o tamanho do fragmento florestal na zona urbana de Manaus, e que, remanescentes florestais de todos os tamanhos são importantes na conservação de espécies de peixes.

A avaliação de gradientes de degradação e fragmentação florestal em áreas urbanas da Amazônia, como realizada neste estudo, possibilita a obtenção de resultados que mostram a utilização de remanescentes florestais de diversos tamanhos pelas espécies de peixes nativas (sobretudo em igarapés com água com boa integridade). Assim, em ambientes urbanos altamente impactados e fragmentados (como os encontrados em Manaus), os fragmentos remanescentes com igarapés com boa integridade, são importantes para a manutenção da diversidade de espécies de peixes que ainda são encontradas na área urbana da cidade de Manaus. Além disso, se bem conservados e com proteção formal adequada, esses sistemas podem ser capazes de manter boa parte das espécies nativas de peixes nessas áreas urbanas, o que seria altamente desejável tanto para a conservação biológica, quanto para a qualidade de vida humana nas cidades, ao amenizar os efeitos de bolsões de calor, descontinuidade de ecossistema causado pelo desmatamento, e poluição visual de áreas fortemente urbanizadas.

O planejamento e manutenção de Unidade de Conservação dentro de áreas urbana na Amazônia devem ser fortemente repensadas pelos tomadores de decisão, principalmente no momento de expansão das áreas urbanas para dentro de florestas contínuas. O planejamento urbano, o ordenamento do uso dos espaços da cidade e a fiscalização dos desmatamentos pela prefeitura da cidade de Manaus (juntamente com o IBAMA), bem como a educação ambiental da população de Manaus a respeito do problema das bioinvasões (além dos perigos que o descarte de peixes pode ocasionar no meio ambiente), são essenciais para diminuir ou evitar novas introduções de peixes nos igarapés. Nesse sentido, o amadurecimento desse tipo de pensamento contribuiria para a mitigação dos efeitos do desmatamento e da poluição, facilitando assim a manutenção dos processos ecológicos nos igarapés e dos ecossistemas regionais em áreas nativas com grande potencial de ocupação.

Alterações na estrutura das assembleias locais de peixes, contaminação dos peixes por metais pesados, aparecimento de tumores, redução da diversidade de invertebrados aquáticos, eutrofização, queda dos níveis de oxigênio (SILVA, 1995; COUCEIRO *et al.*, 2006; BELTRÃO, 2007; COUCEIRO *et al.*, 2012; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018), assim como o uso e a invasão humana nos fragmentos florestais urbanos (GONTIJO, 2008; CALDAS, 2016) são alguns dos impactos causados pela falta de planejamento na ocupação urbana em Manaus e em outras cidades, que crescem desordenadamente até os dias de hoje. Isso leva a algumas questões importantes:

É possível mitigar os efeitos do desmatamento e poluição dessas cidades. É possível recuperar esses corpos d'água, tanto em termos de suas características estruturais e de qualidade da água, assim como a recuperação da sua ictiofauna nativa?

O processo de ocupação e invasão de novas áreas para fins residenciais na cidade de Manaus ocorreu principalmente nas margens dos igarapés. Nesse sentido, a recuperação dessas áreas depende da desocupação das margens dos corpos d'água e recuperação do leito e das zonas marginais de todas as microbacias de drenagem, o que geraria custos muito elevados, porém não impossíveis de execução. Impactos ocorridos em riachos e rios de outras regiões do mundo, por exemplo, na Europa (Reino Unido e França) apresentaram custos elevados, mas também uma boa recuperação dos mananciais em longo prazo, 4 a 5 décadas, o que exige planejamento adequado e comprometimento institucional para evitar problemas de continuidade das ações de recuperação ambiental (JONES *et al.*, 2007; SCHMIDT & MAGDALENA, 2021).

Para isso, estratégias de ocupação devem ser delineadas e aplicadas, além da criação de áreas de proteção integral principalmente das nascentes das bacias de drenagem em áreas com potencial de expansão da área urbana.

A probabilidade de recomposição da ictiofauna em fragmentos florestais remanescentes e de diferentes tamanhos, localizados principalmente em áreas alteradas, necessita estudos específicos, focando diferentes aspectos e etapas do processo de recuperação, desde a recomposição do ambiente físico, até a compreensão dos processos de montagem das assembleias locais de espécies. Além disso, os remanescentes florestais deveriam ser considerados como unidades de manejo distintas em um plano de conservação do ambiente urbano, em função de diferenças naturais devidas à heterogeneidade do ecossistema original e de diferenças históricas relacionadas ao processo de isolamento e degradação das condições ambientais locais.

Ações humanas têm influenciado drasticamente a ictiofauna dentro e fora dos fragmentos florestais remanescentes na área urbana de Manaus. O contínuo crescimento populacional da cidade de Manaus, sem a devida proteção às nascentes de igarapés por Unidades de Conservação, ocasionará contínuas perdas da biodiversidade de peixes de cursos d'água ainda não impactados do centro urbano.

Áreas das zonas ripárias de igarapés (riachos) devem ser conservadas em aglomerados urbanos de toda a Amazônia, para evitar problemas ambientais, transtornos sociais e econômicos, pois, o processo de recuperação dessas áreas é muito mais demorado e oneroso do que a sua conservação. Também é necessária a implantação de projetos que visem à recuperação dos cursos d'água urbanos, assim, como um sistema eficiente de coleta e tratamento de esgotos, que na maioria das vezes são despejados diretamente nos igarapés de Manaus, e na maioria das cidades localizadas na Amazônia e em todo o Brasil. Projetos de recomposição da vegetação ripária nativa também teriam efeitos altamente benéficos na recuperação ambiental dos igarapés urbanos, na conservação da biodiversidade aquática local e regional, e na formação de corredores ecológicos para a fauna e para a dispersão de propágulos de plantas, o que poderia retroalimentar o processo de recuperação ambiental em uma escala espacial mais ampla.

Além disso, pesquisas futuras podem ser direcionadas para associar a fragmentação de habitats e homogeneização/diferenciação bióticas nos igarapés urbanos na região de Manaus. Estudos relacionados à alimentação e reprodução das espécies não nativas mais abundantes também poderão ser úteis para indicar alternativas de erradicação ou de controle populacional desses organismos invasores. Por meio de estudos científicos com desenho experimental do tipo: Antes, Depois, Controle e Impactos (BACI: Before - After - Control - Impact), esses igarapés podem ser um modelo ideal para elaboração de planos de manejo e conservação de igarapés urbanos e de erradicação e controle de peixes não nativos na Amazônia.

## CONCLUSÕES

1) Este estudo mostrou que ações humanas têm influenciado drasticamente a ictiofauna da área urbana de Manaus. Apesar disso, o fato de Manaus possuir, até o presente momento, alguns remanescentes florestais que incluem as cabeceiras de igarapés com boa integridade, constitui um fator bastante positivo.

2) As assembleias de peixes de igarapés urbanos de Manaus são sensíveis a alterações ambientais causadas pela urbanização/expansão desordenada da cidade. Essas mudanças na composição das assembleias fortalece o potencial de uso da ictiofauna como indicador biológico em sistemas de riachos urbanos na Amazônia.

3) A poluição orgânica e a simplificação de habitats, decorrentes principalmente dos processos de urbanização, geraram impactos ambientais negativos na qualidade da água e na estrutura das assembleias de peixes dos igarapés, tanto dentro com fora dos fragmentos florestais urbanos de Manaus.

4) O aporte de esgotos em parte dos igarapés, tanto dentro como fora de fragmentos florestais, resultou na eutrofização desses sistemas aquáticos, com aumento significativo dos valores de condutividade, pH, amônia, nitrito, fósforo e redução nos níveis de oxigênio dissolvido.

5) A degradação dos habitats aquáticos teve relação direta e negativa com a riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies de peixes, e um aumento significativo da abundância e dominância, mas não teve relação com a biomassa de peixes, o que pode indicar a existência de processos adicionais controlando a estrutura das assembleias de peixes nesses ambientes, tanto dentro com fora de remanescentes florestais, bem como limites à capacidade de suporte desses ambientes aquáticos.

6) As alterações da qualidade da água dos igarapés dentro e fora de fragmentos florestais (íntegros, alterados e poluídos), coincidiram com mudanças na ictiofauna, tais como:

- i) Redução significativa da riqueza e abundância de espécies das ordens Characiformes (principalmente das famílias Characidae, Crenuchidae e Lebiasinidae), Gymnotiformes (Gymnotidae) e Cichliformes (Cichlidae) em igarapés alterados;
- ii) Aumento de espécies e maior abundância de Siluriformes (Callichthyidae e Loricariidae) e Cyprinodontiformes (Poeciliidae) em igarapés alterados e principalmente poluídos, com predomínio de espécies que possuem órgãos acessórios para respiração aérea, bem como de espécies tolerantes à poluição;
- iii) Desaparecimento de espécies nativas de Characiformes e Gymnotiformes em igarapés poluídos;
- iv. Simplificação das assembléias de peixes nos igarapés alterados e poluídos (com redução da riqueza, diversidade e equitabilidade), e com a presença marcante de espécies não nativas.
- v) A presença de espécies não nativas pode ser considerada como um indicador de degradação do habitat aquático em áreas urbanas da Amazônia;

7) A similaridade na composição de espécies de peixes foi semelhante em uma mesma categoria de igarapé (dentro e fora de fragmentos florestais), mas diferente entre as categorias (íntegros, alterados e poluídos).

8) Tais resultados indicam que a conservação de remanescentes florestais na área urbana de Manaus é imprescindível para a manutenção da biodiversidade. O contínuo crescimento populacional/expansão desordenada da cidade de Manaus ocasiona consecutivos aumentos do número de igarapés alterados e poluídos, perdas na biodiversidade de peixes dos igarapés remanescentes, e um aumento da abundância de espécies não nativas, por todas as microbacias da área urbana de Manaus, e possivelmente também podem acarretar perda da diversidade ictiíca em igarapés ainda não impactados nas áreas próximas ao centro urbano.

9) São necessárias medidas de conservação, tal como, restauração das matas ciliares. Além disso, é necessário pensar na recuperação dos igarapés alterados e poluídos. Medidas como o tratamento dos esgotos e lixo atualmente despejados nos igarapés são de extrema relevância. Programas voltados à educação ambiental e conscientização da população, deverão ter efeito positivo na conservação desses recursos.

10) A conservação das florestas e dos cursos de água nas áreas ainda não atingidas pela expansão urbana merecem especial atenção. São necessários projetos de urbanização que visem à conservação dos remanescentes florestais e controle da poluição aquática, como parte fundamental do planejamento dos recursos hídricos e da expansão da cidade. Recomenda-se a elaboração e execução de planos de conservação dos igarapés presentes na área urbana de Manaus, que estão sendo danificados ou completamente destruídos a cada dia. É preciso conservar fragmentos florestais de todos os tamanhos, que abrigam conjuntos de espécies nativas que habitam os cursos d'água urbanos, e que contribuem para a manutenção da biodiversidade regional. A destruição de qualquer igarapé pode resultar na extinção local de várias espécies de peixes, com perda de uma parte importante da biodiversidade de peixes da Amazônia, que a ciência ainda nem chegou a estudá-los.



## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAS, S. M.; GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 70-77.
- ALBA-TECEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos; IV Simposio del agua in Andalucía (SIAGA). **Almeria** 2: 203-213.
- ANJOS, H.D.B.; AMORIM, R.M.S.; SIQUEIRA, J.A.; ANJOS, C.R. 2009. Exportação de peixes ornamentais do estado do Amazonas, Bacia Amazônica, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca** 35(2): 259–274.
- APRILE, F.M; PARENTE, A.H.; SIQUEIRA, G.W. 2004. Capibaribe e Ipojuca pedem socorro. **Ciência Hoje**, 35 (206): 67-70.
- ARANTES, C.C.; WINEMILLER, K.O.; PETRERE, M.; CASTELLO, HESS, L.L.; FREITAS, C.E.C. 2017. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Application Ecology**, 1–10. doi:10.1111/1365-2664.12967
- AVMA, 2013. American Veterinary Medical Association: **Guidelines for the Euthanasia of Animals**. vol. 1. Disponível em: [https://www.avma.org/ KB/Polices.pdf](https://www.avma.org/KB/Polices.pdf). Acesso em: 03/08/2016
- BARBOSA, R.I.; FEARNSIDE, P.M. 2000. Erosão do solo na Amazônia: estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil. **Acta Amazonica**, 30(4): 601-613.
- BASTOS, L.P.; ABILHOA, V. 2004. A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para riachos urbanos da bacia hidrográfica do rio Belém, Curitiba, Paraná. **Revista de Estudos de Biologia**, 26 (55): 33-44.
- BELTRÃO, H.D.B. 2007. Efeitos da Fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 101p.
- BELTRÃO, H.; MAGALHÃES, E.R.S.; COSTA, S.; LOEBENS, S.C.; YAMAMOTO, K.C. 2018. Ictiofauna do maior fragmento florestal urbano da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e à poluição. **Neotropical Biology and Conservation** 13:(2) 124-137.
- BENITEZ–MALVIDO, J. 2001. Regeneration in Tropical Rainforest Fragments. *in*: BIERREGAARD, R.O.Jr.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C.G. (Eds.). *Lessons from Amazonia – The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. pp. 136-145. **Yale University Press, New Haven & London**. 460 p.
- BENSTEAD J.D.; PRINGLE, C.M. 2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. **Freshwater Biology**, 49:490-501.

BENSTEAD, J.D.; DOUGLAS, M.M.; PRINGLE, C.M. 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestations eastern Madagascar. **Ecological Applications**, 13(5): 1473-1490

BERGER, W.H.; PARKER, F.L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep sea sediments. **Science**, 168: 1345-1347.

BERNHARDT, E.; LIKENS, G. 2004. Controls on periphyton biomass in hetero trophic stream. **Freshwater Biology**, 49: 14-27.

BESSA, J.D.O. 2003. Ocorrência e distribuição de espécies de peixes exóticas e alóctones em igarapés e rios do Estado do Amazonas - Brasil. **Monografia**- Universidade Federal do Amazonas/Faculdade de Ciências Agrárias. 45p.

BIERREGAARD, R.O.Jr. 1989. Conservation of tropical rainforests: Facing a fragmented future. **Proc. Regional Meeting American Association of Zoological Parks and Aquariums**: 4-12p.

BIERREGAARD, R.O.Jr.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. 2001. Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of the a fragmented forest. **Yale University-USA**, 478p.

BIERREGAARD, R.O.Jr.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, 42: 859-866.

BIERREGAARD, R., 2011. Forest fragments under research in the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. *In*: HANCE, J. Lessons from the world's longest study of rainforest fragments. [online] Available a at: <https://news.mongabay.com/2011/08/lessons-from-the-worlds-longest-study-of-rainforest-fragments/> [Accessed: 21/03/17]

BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, 47: 2246-2260.

BOYD, C.E. 1979. Aluminum sulfate (alum) for precipitating clay turbidity from fish ponds. **Transactions of the american Fisheries Society**, 108: 307-313.

BOYD, C.E.; TUCKER, C.S. 1992. Water quality and pond soil. Analyses for aquaculture. **Auburn University**. Auburn. Alabama. 183p.

BRITO, F. 2012. Corredores Ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. 2a. ed. Editor **UFSC**., 264p.

BROWN, K.S.; HUTCHINGS, R.W. 1997. Disturbance, Fragmentation and the Dynamics of Diversity in Amazonian Forest Butterflies, pp. 91-110. *In*: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O.Jr. (Eds.). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. **University of Chicago Press**, Chicago.

BURNS, M.D.M.; GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P.; BEMVENUTI, M.A.; MOTTA-MARQUES, D.M.L.; CONDINI, V. 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 4(1):69-72.

CALDAS, S.R. 2016. Impactos Ambientais sobre a Floresta da UFAM. **Dissertação de Mestrado**- Universidade Federal do Amazonas-UFAM, 175p.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.; GONCALVES, J.; FONSECA, J. 1998. Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small Rivers (igarapés) in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. **Amazoniana**, 15(1): 1-9.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6(1): 71-82.

CARGNIN-FERREIRA, E. 1998. Fatores influenciando na distribuição de grupos funcionais de macroinvertebrados aquáticos em pequenos tributários do rio Jaú, Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 52p.

CARVALHO, L.N. 2008. História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do Conceito do Rio Contínuo. **Tese de Doutorado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas. 142 p.

CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, 64(4):757-765.

CASSEMIRO, F.A.S.; BAILLY, D.; GRAÇA, W.J.; AGOSTINHO, A.A. 2017. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. **Hydrobiologia**. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>

CLEMENTS, W.H. 1994. Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. **Journal of the North American Benthologic Society**, 13(1): 30-44.

CLETO-FILHO, S.E.N. 1998. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. 74p.

CLETO-FILHO, S.E.N.; WALKER, I. 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 31 (1): 69-89.

COLLI, G.R.; ACCACIO, G.M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E.V.; LAPS, R.R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M.V.; WIEDERHECKER, H.C. 2003. A

Fragmentação dos Ecossistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. pp. 317-324. *In*: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Eds): Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. **Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas**. Brasília.

COUCEIRO, S.R.M. 2005. Efeito do desmatamento e da poluição sobre a riqueza, densidade e composição de macroinvertebrados aquáticos de igarapés urbanos de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. 98p.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N. LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. 2006. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**. doi [10.1007/s10750-006-0373-z](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0373-z)

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N. LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P.; LUZ, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators** 18. doi: [10.1016/j.ecolind.2011.11.001](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001)

CUNICO, A.M; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23 (4): 1101-1110.

DIAS, A.M. 2008. Ictiofauna, conservação e interferências antropogênicas em riachos do alto da bacia do rio Paraná em Goiás, Região Centro Oeste. **Dissertação de Mestrado**- Universidade Católica de Goiás. 86p.

DORIA, C.R.C.; AGUDELO, E.; AKAMA, A.; BARROS, B.; BONFIM, M.; CARNEIRO, L.; BRIGLIA-FERREIRA, S.R.; NOBRE-CARVALHO, L.; BONILLA-CASTILLO, C.A.; CHARVET, P.; DOS SANTOS-CATÂNEO, D.T.B.; DA SILVA, H.P.; GARCIA-DÁVILA, C.R.; DOS ANJOS, H.D.B.; DUPONCHELLE, F.; ENCALADA, A.; FERNANDES, I.; FLORENTINO, A.C.; GUARIDO, P.C.P.; DE OLIVEIRA-GUEDES, T.L.; JIMENEZ-SEGURA, L.; LASSO-ALCALÁ, O.M.; MACEAN, M.R.; MARQUES, E.E.; MENDES-JÚNIOR, R.N.G.; MIRANDA-CHUMACERO, G.; NUNES, J.L.S.; OCCHI, T.V.T.; PEREIRA, L.S.; CASTRO-PULIDO, W.; SOARES, L.; SOUSA, R.G.C.; TORRENTE-VILARA, G.; VAN-DAMME P.A.; ZUANON, J.; VITULE, J.R.S. 2021. The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. **Frontiers in Ecology Evolution**, 9:646702. doi: [10.3389/fevo.2021.646702](https://doi.org/10.3389/fevo.2021.646702)

EDGE, C.B.; FORTIN, M.J.; JACKSON, D.A.; LAWRIE, D.; STANFIELD, L.; SHRESTHA, N. 2017. Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. **Landscape Ecology**, 32: 647–662.

EIKAAS, H.S.; HARDING, J.S.; KLISKEY, A.D.; MCINTOSH, A.R. 2005. The effect of terrestrial habitat fragmentation on fish populations in small streams: A case study from New Zealand. **Norwegian Journal of Geography**. 59(4): 269-275.

ENGELBRECHT, B.M.J.; HERZ, H.M. 2001. Evaluation of different methods to estimate understory light condition in tropical Forest. **Journal Tropical Ecology**, 17: 207-224.

ESPIRITO-SANTO, H.M.V. 2007. Variação temporal da ictiofauna em igarapés de terra-firme, Reserva Ducke, Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 44p.

FAITH, D.P.; MINCHIN, P.R.; BELBIN L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance: a theoretical model and computer simulations. **Vegetatio**, 69, 57-68.

FARIA, A.P.; MARQUES, J.S. 1999. O desaparecimento de pequenos rios brasileiros. **Ciência Hoje**, 25 (146): 56-61.

FEARNSIDE, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. **Conservation Biology**, 19(3): 680-688.

FERREIRA, S.J.F.; MIRANDA, S.A.F.; FILHO, A.O.M.; SILVA, C.C. 2012. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, 42(4):533-540. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000400011>

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, 38 (1): 127-134.

FREITAS, P.V.; MONTAG, L.F.A.; ILHA, P.; TORRES, N.R.; MAIA, C.; DEEGAN, L.; NASCIMENTO, A.T.; DIAS, S.K. 2021. Local effects of deforestation on stream fish assemblages in the amazon-savannah transitional area. **Neotropical Ichthyology**, 19(03). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0098>

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 3: 545-552.

GALVES, W.; REREP, F.C.; SHIBATTA, O.A. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2(1): 55-65.

GARCIA, A.M.; VIERA, J.P.; WINEMILLER, K.O.; GRIMM, A.M. 2004. Comparison of the 1982-1983 and 1997-1998 El Niño effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). **Estuaries**, 27: 905-914.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, 91(2-3): 223-229.

GOCH, Y.G.F.; FORSBERG, B.R. 2001. Níveis de assoreamento versus abundância de peixes e camarões em tributários do rio Urucu localizados na base de operações da petrobras “geólogo pedro de moura”, Coari – AM. **Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA**. 1-4.

GONTIJO, J.C.F. 2008. Uso e características dos fragmentos florestais urbanos da cidade de Manaus/AM. **Dissertação de Mestrado**- Universidade Federal do Amazonas-UFAM. 99p.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAND, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. **Blackwell Scientific Publication**. (IBP Handbook, 8), 213p.

GOULDING, M. 1980. The Fishes and the Florest: Explorations in Amazonian Natural History. **University of California**, California, U.S.A.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. 2003. The Smithsonian Atlas of the Amazon. **Smithsonian Institution**, U.S.A. 253p.

GUARIDO, P.C.P. 2014. Degradação ambiental e presença de espécies de peixes não nativas em pequenos igarapés de terra firme de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 58p.

HADDAD, N.M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K.F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R.D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, C.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.I.; EWERS, R.M.; FOSTER, B.L.; JENKINS, C.N.; KING, A.J.; LAURANCE, W.F.; LEVEY, D.J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B.A.; NICHOLLS, A.O.; ORROCK, J.L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J.R. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, 1(2): 1-9.

HAMMER O, HARPER D.A.T, RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4(1): 1–9.

JONES, W.; ELDRIDGE, J.; SILVA, J.P. 2007. Life and Europe’s rivers: Protecting and improving our water resources. **European Commission Environment Directorate-General**. 52p.

IBGE. 2022. **Resultados do Universo do Censo 2015**: cidade de Manaus, AM. Internet: [www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php](http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php).

IMET, 2018. Instituto Nacional de Meteorologia: Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. **Instituto Nacional de Meteorologia**. Consultado em 10 de abril de 2014.

INOUE, M.; NAKANO, S. 2001. Fish abundance and habitat relationships in forest and grassland streams, northern Hokkaido, Japan. **Ecology Resource**, 16: 233–247.

INPE. 2019. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Internet: [www.inpe.gov.br/](http://www.inpe.gov.br/). Acessado em 03/fevereiro de 2019.

JACOB, L.L.; PRUDENTE, B.S.; MONTAG, L.F.A.; SILVA, R.R. 2021. The effect of different logging regimes on the ecomorphological structure of stream fish assemblages in the Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, 848:1027–1039. [https://doi.org/10.1007/s10750-020-04508-3\(0123456789](https://doi.org/10.1007/s10750-020-04508-3(0123456789)

JONES, E.B.D.; HELFMAN, G.S.; HARPER, J.O.; BOLSTAD, P.V. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern appalachian streams. **Conservation Ecology**, 13(6): 1454-1465.

KIROVSKY, A.L. 1998. Comunidades de peixes de áreas naturais e impactadas por barragens e clareiras artificiais em igarapés da Amazônia Central, AM. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 292p.

KIROVSKY, A.L. 2001. Peixes de Igarapés: Conhecer para Proteger. **Ciência Hoje**, 30 (177): 65-69.

KONIG, R.; SUZIN, C.R.H.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. 2008. Qualidade da água de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 3(1): 84-93.

KREBS, C.J. 1999. Ecological Methodology. 2<sup>nd</sup> ed. Benjamin/Cummings. **Menlo Park**, CA, USA. 620p.

KULMANN, M.L.; HAYASHIDA, C.Y.; ARAÚJO, R.P.A. 2000. Using Chironomus (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 12: 55-61.

LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J.L.C.; LUIZÃO, R.C.C.; LAURANCE, S.G.; PIMM, S.L.; BRUNA, E.M.; STOUFFER, P.C.; WILLIAMSON, G.B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H.L.; VAN-HOUTAN, K.S.; ZARTMAN, C.E.; BOYLE, S.A.; DIDHAM, R.K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T.E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, 144: 56–67.

LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J.L.C.; FEARNside, P.M.; LOVEJOY, T.E.; WILLIAMSON, G.B.; MESQUITA, R.C.G.; MEYER, C.F.J.; BOBROWIEC, P.E.D.; LAURANCE, S.G.W. 2017. An Amazonian forest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, 1-26. [doi: 10.1111/brv.12343](https://doi.org/10.1111/brv.12343)

LAWSON, L.L.; HILL, J.E.; HARDIN, S.; VILIZZI, L.; COPP, G.H. 2015. Evaluation of the fish invasiveness screening kit (FISK v2) for peninsular Florida. **Management of Biological Invasions**, 6: 413–422.

LEITÃO, R.P.; ZUANON, J.; MOUILLOT, D.; LEAL, C.G.; HUGLES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; VILLÉGER, S.; POMPEU, P.S.; KASPER, D.; PAULA, F.R.; FERRAZ, S.F.B.; GARDNER, T.A. 2017. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional

structure of fish assemblages in Amazon streams. **Ecography**, 40:001-013. [doi: 10.1111/ecog.02845](https://doi.org/10.1111/ecog.02845)

LIMA-JUNIOR, S.E.; CARDONE, I.B.; GOITEIN, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. **Ecology of Freshwater Fish**, 15: 284-290.

LIMA, L.C.; HOLANDA, E.D.; RIBEIRO, L.P. 2008. Doença do sangue marrom em Tilápias *Oreochromis* sp produzidas em recirculação. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal**, 2 (1): 35-42

LIMA, M.; C. GASCON. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, 91: 241-247.

LOZANO-VILANO, M.L.; GARCIA-RAMIREZ, M.E. 2014. Peces invasores en el noreste de México. In: MENDOZA, R.; P. KOLEFF (Eds), *Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*, México: 401-412.

MAGALHÃES, A.L.B.; BEZERRA, L.A.V.; DAGA, V.S.; PELICICE, F.M.; VITULE, J.R.S.; BRITO, M.F.G. 2021. Biotic differentiation in headwater creeks after the massive introduction of non-native freshwater aquarium fish in the Paraíba do Sul River basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 19(3):e200147. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0147>

MAGALHÃES, A.L.B.; DAGA, V.S.; BEZERRA, L.A.V.; VITULE, J.R.S.; JACOBI, C.M.; SILVA, L.G.M. 2020. All the colors of the world: biotic homogenization-differentiation dynamics of freshwater fish communities on demand of the Brazilian aquarium trade. **Hydrobiologia** 847, 3897–3915 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04307-w>

MAGALHÃES, A.L.; JACOBI, C.M. 2017. Colorful invasion in permissive Neotropical ecosystems: establishment of ornamental non-native poeciliids of the genera *Poecilia/Xiphophorus* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) and management alternatives. **Neotropical Ichthyology**, 15(1): e160094. [DOI: 10.1590/1982-0224-20160094](https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160094)

MAGALHÃES, A.L.B.; JACOBI, C.M. 2013. Asian aquarium fishes in a Neotropical biodiversity hotspot: impeding establishment, spread and impacts. **Biology Invasions**, 15, 2157–2163. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0443-x>

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. **Chapman and Hall**, New York, 215p.

MALCOLM, J.R. 1991. The small mammals of Amazonian Forest Fragments: Pattern and process. **Ph D. thesis**- University of Florida, Gainesville; 232p.

MARTIN, R.D.; SEGESSER, F. 1996. Fragmentation of natural population, genetics and conservation biology. **Almoraima**, 15: 311-326.



MELO, M.C. 1987. Manaus e seus espaços geográficos. **Fundação Joaquim Nabuco (FUNDAJ)**. 60p.

MENDONÇA, F.P. 2002. Ictiofauna de igarapés de terra firme: estrutura das comunidades de duas bacias hidrográficas, Reserva Florestal Adolfo Ducke, Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas, Manaus. 43p.

MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. 2005. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazônia. **Copeia**, 4: 750–763.

METZGER, J.P. 1999. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, 25(146): 62–63.

MOL, J.H.; OUBOTER, P.E. 2004. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. **Conservation Biology**, 18(1): 201-214.

MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. 1995. Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana, reserva de Santa Genebra, Campinas. **Editores Unicamp**. 23p.

MORTATI, A.F. 2004. Colonização por peixes no folhiço submerso: implicações das mudanças na cobertura florestal sobre a dinâmica da ictiofauna de igarapés na Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 69p.

MOURA, R.C.S.; ROSA, J.F.T. 1990. A questão da saúde na Amazônia. pp. 153-231. *In*: Barros, F.A. F. (Coord.) **C7T no Processo de Desenvolvimento da Amazônia**. SCT/CNPq/CEST, Brasília-DF.

NASCIMENTO, T.S.; R.O.L.; MELLO, H.L.D.; COSTA, J. 2008. Pereiratahemoglobinemia del diagnóstico al tratamiento. **Revista Brasileira de Anestesiologia**, 58 (6) 651-664. <https://doi.org/10.1590/S0034-70942008000600011>

NESSIMIAN, J.L.; VENTICINQUE, E.M.; ZUANON, J.; MARCO-JR, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J.D.; JUAN, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 1:1-14.

OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano do sul do Brasil. **Biota Neotropical**, 5(1) 95-107.

OLIVEIRA, J.A.; ALECRIM, J.D.; GASNIER, T.R.J. 2003. Cidade de Manaus: visões interdisciplinares. **EDUA**. 295p.

OLIVEIRA, J.A. 2010. Cidades brasileiras, territorialidades, sustentabilidade e demandas sociais. **EDUA**. Vol 2. 579p.

ORTEGA, J.C.G.; JULIO, H.F.JR.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. 2015. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. **Hydrobiologia**, 746: 147–158.

PALHETA, G.S.; BENONE, N.L.; SANTOS, R.L.B.; MONTAG, L.F.A. 2021. Unraveling the role of environmental factors and dispersal capacity in a metacommunity of Amazonian stream fishes. **Aquatic Ecology**. <https://doi.org/10.1007/s10452-020-09824-3>

PALMEIRIM, A.F.; FARNEDA, F.Z.; VIEIRA, M.V.; PERES, C.A. 2021. Forest area predicts all dimensions of small mammal and lizard diversity in Amazonian insular forest fragments. **Landscape Ecology**, 36: 3401–3418.

PASCOALOTO, D. 2001. Características ambientais de cinco igarapés de terra firme em reservas florestais no Estado do Amazonas e sua relação com *Batrachospermum cayennense* (Batrachospermaceae, Rhodophyta). **Acta Amazonica**, 31(4): 597-606.

PERKIN, J.S.; GIDO, K.B. 2012. Fragmentation alters stream fish community structure in dendritic ecological networks. **Ecological Applications**, 22(8): 2176–2187.

PMM, 2019. **Prefeitura Municipal de Manaus**. [www.pmm.am.gov.br](http://www.pmm.am.gov.br). Webpage visitada em 03/02/2015.

POMPEU, P.S.; ALVES, C.B. 2005. The Effects of Urbanization on Biodiversity and Water Quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. **American Fisheries Society Symposium**, 47:11–22.

QUEIROZ, L.J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W.M.; PIRES, T.E.S.; ZUANON, J.; DORIA, C.R.C. 2013. **Peixes do rio Madeira**, vol 1. Santo Antônio Energia, São Paulo, 402 pp.

REIS, A.C. 2018. Avaliação da Concentração de Amônia em Relação às Oscilações de pH e Temperatura no Cultivo de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Trabalho de Conclusão de Curso - Faculdade de Enfermagem Nova Esperança – FACENE/RN**, 41p.

REVENGA, C.; KURA, Y. 2003. Status and trends of biodiversity of inland water ecosystems. Montreal (Canada): Secretary of the Convention on Biological Diversity. **Technical Series** no.11.

REZENDE, C.F. 2007. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhicho submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. **Biota Neotropical**, 7(2): 301-305.

RIBEIRO, J.E.L. DA S.; HOPKINS, M.J.G.; VICENTINI, A.; SOTHERS, C.A.; COSTA, M.A.S.; BRITO, J.M.; SOUSA, M.A.D.; MARTINS, L.H.P.; LOHMANN, L.G.; ASSUNÇÃO, P.A.C.L.; PEREIRA, E.C.; SILVA, C.F.; MESQUITA, M.R.; PROCÓPIO, L.C. 1999. Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. **Editora INPA**. Manaus, Brasil. 798 p.

ROSA, F.R. 2006. Ictiofauna e assoreamento em dois córregos da chapada dos Guimarães: comparações entre o íntegro e o degradado. **Dissertação de Mestrado**- Universidade Federal do Mato Grosso/Instituto de Biociência. 59p.

SÁ, M.F.P.; FENERICH-VERANI, N.; FRAGOSO, E.N. 2003. Peixes do serrado em perigo. **Ciência Hoje**, 34 (200):68-71.

SANCHES, F.H.C.; MIYAI, C.A.; COSTA, T.M.; CHRISTOFOLETTI, R.A.; VOLPATO, G.L.; BARRETO, R.E. 2012. Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. **PLoS ONE**, 7: e29746.

SANTOS, F.B.; FERREIRA, F.C.; ESTEVES, K.E. 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). **Environmental Biology of Fish**. DOI [10.1007/s10641-015-0406-4](https://doi.org/10.1007/s10641-015-0406-4)

SCHMIDT, G.; ROGGER, M. 2021. Living Rivers Europe: The final sprint for Europe's rivers: an NGO analysis of 2022-2027 draft river basin management plans. **Zoë Casey Edited**. WWF. 47p.

SEABRA, L.B.; BENONE, N.L.; MONTAG, L.F.A. 2021. Assessing the effects of multiple land uses on the functional beta diversity of stream fishes in the Amazon region. **Hydrobiologia**, DOI:[10.1007/s10750-020-04512-7](https://doi.org/10.1007/s10750-020-04512-7)

SILVA, C.P.D. 1992. Influência das modificações ambientais sobre a comunidade de peixes de um igarapé da cidade de Manaus (Amazonas). **Dissertação de mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 112p.

SILVA, C.P.D. 1995. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**. XIII (3/4): 221-236.

SILVA, E.N.S.; SILVA, C.P.D. 1993. A expansão de Manaus como exemplo do processo de extinção de igarapés, pp. 25-42. *In*: FERREIRA, E.J.G., SANTOS, G.M., LEÃO, E.L.M.; OLIVEIRA, L.A. (Eds). Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia. Vol. 2 **INPA**. Manaus.

SIMABUKU, M.A.M. 2005. Ecologia de peixes que ocupam diferentes habitats da planície de inundação do rio Mogi-Iguaçu, SP. **Tese de Doutorado**- Universidade Federal de São Paulo. 93p.

SOARES, M.G.M.; COSTA, E.L.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; BELTRÃO, H.D.A.; YAMAMOTO, K.C.; FREITAS, C. E.C. 2007. Peixes de lagos do médio rio Solimões. **EDUA**, 176p.

SONNEMAN, J.A.; WASH, C.J.; BREEN, P.F.; SHARPE, A.K. 2001. Effects of urbanization on streams of Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. **Freshwater Biology**, 46: 553-565.

SUEYOSHI, M.; TOJO, K.; ISHIYAMA, N.; NAKAMURA, F. 2017. Response of aquatic insects along gradients of agricultural development and flood magnitude in northern Japanese streams. **Aquatic Sciences**, (2017)79:985-994. doi:10.1007/s00027-017-0547-y

TAILLON, J.; SAUVE, D.G.; COTE, S.D. 2006. The effects of decreasing winter diet quality on foraging behavior and life-history traits of white-tailed deer fawns. **Journal of Wildlife Management**, 70(5), 1445-1454.

TAKAHASHI, E.L.H. 2010. Ictiofauna do Córrego Rico, bacia do rio Mogi Guaçu, alto Paraná. **Tese de Doutorado**- Universidade Paulista/Centro de Aquicultura. 71p.

TIMMERS, R.; KUIJK, M.V.; VERWEIJ, P.A.; GHAZOUL, J.; HAUTIER, Y.; LAURANCE, W.F.; ARRIAGA-WEISS, S.L.; ASKINS, R.A.; BATTISTI, C.; BERG, A.; DAILY, G.C.; ESTADES, C.F.; FRANK, B.; KUROSAWA, R.; POJAR, R.A.; WOINARSKI, J.C.Z.; SOONS, M.B. 2022. Conservation of birds in fragmented landscapes requires protected áreas. **Frontiers in Ecology and the Environment**. doi:10.1002/fee.2485

TAYLOR, S.L.; ROBERTS, S.; WASH, C.J.; HATT, B.E. 2004. Catchment urbanization and increased benthic algal biomass in streams. Linking mechanisms to management. **Freshwater Biology**, 49:835-851.

TERRA, L.C.C.; SABINO, J. 2007. Composição da ictiofauna de dois riachos, com diferentes graus de conservação, na bacia do rio formoso, município de Bonito, Mato Grosso do sul, Brasil. **Ensaios e ciências**, Campo Grande, 11 (1): 49-58.

TEXEIRA, T.P.; PINTO, B.C.T.; TERRA, B.F.; ESTILIANO, E.O.; GRACIA, D.; ARAÚJO, F.G. 2005. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia Sér. Zool.**, 95 (4):347-357.

THORNE, R.S.T.; WILLIAMS, W.P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, 37: 671-686.

TOCHER, M.D.; GASCON, C.; ZIMMERMAN, B.L. 1997. Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: A ten-Year study, pp. 199-207. *In*: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.Jr. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Forest*. **Yale University Press**, New Haven & London.

TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rainforest. **Trends in Ecology and Evolution**, 11: 330-333.

UIEDA, V.S.; KIKUCHI, R.M. 1995. Entrada de material alóctone (detritos e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. **Acta Limnol. Brasil.**, 7: 105-114.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropical**, 7(1): 57-65.

WAICHMAN, A.V.; BORGES, J.T. 2003. Recursos Hídricos Urbanos – Proposta de um modelo de planejamento e gestão integrada e participativa no município de Manaus – AM. **T & C Amazônia**, 1(3): 40-44.

WALKER, I. 1990. Ecologia e biologia dos igapós e igarapés. **Ciência Hoje**, 11 (64): 46-52.

WALKER, I. 1991. The Biology of streams as part of Amazonian Forest Ecology. **Experientia**, 43: 279-287.

WALKER, I. 1995. Amazonian streams and small rivers, pp. 167-193. *In*: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; TUNDISI, T.M. (Eds.). Limnology in Brazil. **Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society**. Rio de Janeiro.

WALKER, I. 2003. The benthic insect fauna of the blackwater Forest stream rio Tarumã-Mirim (Manaus, Amazonas): patterns of population dynamics and their implications for ecosystem stability. **Amazoniana**, XVII (3/4): 471-480.

WASH, C.J.; SHARPE, A.K.; BREEN, P.F.; SONNEMAN, J.A. 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, 46: 535-551.

WASH, C.J. 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. **Hydrobiologia**, 431: 107-114.

WOODCOCK, T.; HURYN, A. 2007. The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. **Freshwater Biology**, 52: 177-196.

WRIGHT, J.P.; FLECKER, A.S. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. **Biological Conservation**, 120: 443-451.

YEAGER, L.A.; LAYMAN, C.A.; HAMMERSCHLAG-PEYER, C.M. 2014. Diet variation of a generalist fish predator, grey snapper *Lutjanus griseus*, across an estuarine gradient: trade-offs of quantity for quality?. **Journal of Fish Biology**, 85(2), 264-277.

ZANINI, T.S.; QUEIROZ, T.M.; TROY, W.P.; NUNES, J.R.S.; DE LÁZARI, P.R. 2017. Diversidade da ictiofauna de riachos de cabeceira em paisagens antropizadas na bacia do Alto Paraguai. **Iheringia, Sér. Zool.** <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017006>

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4ª edição. Prentice-Hall, Inc., **Englewood cliffs**, N.J. 663p.

ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; ESPIRITO-SANTO, H.M.; DIAS, M.S.; GALUCH, A.V.; AKAMA, A. 2015. Guia de Peixes da Reserva Ducke, Amazônia Central. Manaus, **INPA**, 154 p.

## APÊNDICES

**Apêndice 1.** Bacia, Código do igarapé, estado de conservação observado e localização das coordenadas geográficas dos 52 igarapés amostrados no município de Manaus no primeiro semestre de 2013. As duas letras D e F do código de campo referem-se a igarapés dentro e fora dos fragmentos florestais.

Bacia	Código de Campo	Área da microbacia de drenagem (ha)	Estado de Conservação	Latitude	Longitude	Localidade (apelido)
Mindu	10D	49,37	Poluído	03°02'09,5"S	59°58'57,2"W	Sumaúma D
Mindu	10F	3,18	Poluído	03°02'25,0"S	59°58'48,0"W	Sumaúma F
Quarenta	11D	14,93	Íntegro	03°06'17,7"S	59°58'48,2"W	Granja D
Quarenta	11F	4,24	Íntegro	03°06'30,0"S	59°58'39,0"W	Granja F
Quarenta	12D	33,29	Íntegro	03°05'57,2"S	59°57'40,2"W	Bonito D
Quarenta	12F	3,25	Alterado	03°06'00,9"S	59°57'31,7"W	Bonito F
Mindu	13D	13,32	Poluído	03°05'26,8"S	59°58'31,8"W	Sinistro D
Mindu	13F	2,83	Poluído	03°05'23,0"S	59°58'35,0"W	Sinistro F
Quarenta	14D	23,6	Alterado	03°05'30,7"S	59°57'20,7"W	Tratamento de esgoto D
Quarenta	14F	4,62	Poluído	03°05'23,9"S	59°57'10,0"W	Tratamento de esgoto F
Tarumã	15D	2,93	Alterado	03°00'25,0"S	59°57'53,5"W	Jesus me deu D
Tarumã	15F	0,23	Poluído	03°00'24,8"S	59°57'55,9"W	Jesus me deu F
Lago do Aleixo	16D	4,44	Íntegro	03°04'43,3"S	59°55'45,7"W	IFAM 1 D
Lago do Aleixo	16F	0,26	Íntegro	03°04'45,1" S	59°55'34,7"W	IFAM 1 F
Quarenta	17D	6,85	Íntegro	03°05'06,3"S	59°56'09,0"W	Permacultura D
Quarenta	17F	1,22	Íntegro	03°05'02,6"S	59°56'13,1"W	Permacultura F
Lago do Aleixo	18D	1,02	Íntegro	03°04'49,5"S	59°55'37,3"W	IFAM 2 D
Lago do Aleixo	18F	0,63	Alterado	03°04'51,7"S	59°55'41,3"W	IFAM 2 F
Mindu	1D	3,42	Poluído	03°05'29,1"S	59°59'40,7"W	INPA 3 D
Mindu	1F	1,11	Poluído	03°05'25,0"S	59°59'46,0"W	INPA 3 F
Quarenta	20D	7,71	Íntegro	03°06'02,6"S	59°57'56,4"W	7° dia D
Quarenta	20F	1,28	Alterado	03°06'05,2"S	59°57'56,7"W	7° dia F
Puraquequara	21D	3,97	Íntegro	03°00'15,1"S	59°54'57,5"W	Beckfordi D
Puraquequara	21F	0,69	Íntegro	03°00'21,4"S	59°54'59,1"W	Beckfordi F
Puraquequara	22D	1,92	Íntegro	03°01'20,3"S	59°54'42,7"W	Toca do coelho D
Puraquequara	22F	1,61	Íntegro	03°01'09,3"S	59°54'40,8"W	Toca do coelho F
Mindu	23D	3,21	Alterado	03°04'53,0"S	60°00'18,0"W	Parque Mindu D

Mindu	23F	0,33	Alterado	03°04'57,9"S	60°00'14,7"W	Parque Mindu F
Mindu	24D	11,62	Íntegro	03°00'32,0"S	59°56'00,0"W	P. Nasc. Mindu D
Mindu	24F	0,85	Poluído	03°00'42,1"S	59°56'00,5"W	P. Nasc. Mindu F
Quarenta	25D	6,53	Íntegro	03°06'20,0"S	59°57'55,5"W	Eliza Miranda D
Quarenta	25F	1,33	Alterado	03°06'29,2"S	59°57'48,9"W	Eliza Miranda F
Mindu	26D	5,95	Íntegro	03°04'07,0"S	60°02'14,1"W	SESC D
Mindu	26F	0,91	Poluído	03°04'17,9"S	60°02'07,9"W	SESC F
Mindu	19D	6,64	Íntegro	03°04'10,3"S	59°57'56,0"W	SESI D
Mindu	19F	0,52	Poluído	03°04'04,9"S	59°58'02,3"W	SESI F
Tarumã	2D	3,50	Íntegro	02°57'31,3"S	59°59'56,5"W	Balneário 1 D
Tarumã	2F	1,99	Íntegro	02°56'29,0"S	59°59'18,0"W	Balneário 1 F
Tarumã	3D	0,41	Íntegro	02°56'29,3"S	59°59'19,5"W	Balneário 2 D
Tarumã	3F	1,41	Íntegro	02°56'49,2"S	59°59'00,0"W	Balneário 2 D
Quarenta	4D	9,73	Alterado	03°05'39,7"S	59°56'01,3"W	Sauim D
Quarenta	4F	1,96	Alterado	03°05'39,0"S	59°56'08,0"W	Sauim F
Tarumã	5D	13,14	Íntegro	03°02'31,4"S	60°04'13,3"W	Infraero 1 D
Tarumã	5F	2,45	Íntegro	03°02'32,6"S	60°04'24,8"W	Infraero 1 F
Mindu	6D	22,68	Íntegro	03°02'37,6"S	60°01'41,9"W	Carrapato D
Mindu	6F	2,04	Poluído	03°02'56,0"S	60°01'38,0"W	Carrapato F
Mindu	7D	67,84	Íntegro	03°02'54,1"S	60°02'55,5"W	Gaúcho D
Tarumã	7F	1,51	Poluído	03°02'58,0"S	60°02'49"W	Gaúcho F
Puraquequara	8D	2,25	Íntegro	03°00'20,9"S	59°55'07,9"W	Erythrinus D
Puraquequara	8F	0,48	Íntegro	03°00'23,3"S	59°54'59,6"W	Erythrinus F
Quarenta	9D	45,99	Íntegro	03°05'23,1"S	59°57'16,4"W	Lago Quarenta D
Quarenta	9F	1,92	Poluído	03°06'08,4"S	59°57'46,2"W	Lago Quarenta F

**Apêndice 2.** Correlações de Pearson entre as variáveis ambientais medidas nos 52 igarapés urbanos de Manaus, no primeiro semestre de 2013. Valores em negrito indicam correlações estatisticamente significativas.

	Categorias de substrato																											
	PH	Temp.	Cond.	O2	Dossel	Larg.	Prof.	Vel.	Vaz.	LT	PD	AR	RA	LX	TR	AG	MA	Fós. T	Amôn.	Nitri.	Nitra.	NTU	CO2	Clor. A	Alcal.	Dur.		
PH	0,000																											
Temp.	<b>0,687</b>	0,000																										
Cond.	0,600	0,442	0,000																									
O2	-0,400	-0,352	-0,580	0,000																								
Dossel	<b>0,657</b>	0,464	0,318	-0,321	0,000																							
Larg.	0,063	-0,077	-0,101	0,195	0,326	0,000																						
Prof.	0,310	0,196	-0,062	0,220	0,403	0,576	0,000																					
Vel.	-0,355	-0,168	-0,331	0,056	-0,224	0,025	0,093	0,000																				
Vaz.	0,326	0,174	0,049	0,113	0,461	<b>0,733</b>	<b>0,763</b>	-0,349	0,000																			
LT	-0,438	-0,320	-0,306	0,157	-0,345	-0,065	-0,229	0,285	-0,233	0,000																		
PD	0,108	-0,046	0,219	-0,030	0,097	-0,075	0,055	0,174	-0,109	0,033	0,000																	
AR	0,154	0,229	0,272	-0,262	-0,044	-0,053	-0,013	-0,072	0,047	-0,603	-0,258	0,000																
RA	-0,324	-0,382	-0,222	0,104	-0,252	0,114	-0,048	-0,038	0,030	0,081	-0,141	-0,190	0,000															
LX	0,499	0,363	0,346	-0,412	0,506	-0,048	0,224	-0,172	0,170	-0,231	0,194	-0,070	-0,215	0,000														
TR	-0,101	-0,128	-0,188	0,133	-0,269	-0,010	0,003	-0,032	0,047	0,013	-0,104	-0,033	0,053	-0,134	0,000													
AG	0,222	0,180	-0,110	0,271	0,324	0,041	0,056	-0,216	0,074	-0,162	-0,160	-0,415	-0,262	-0,043	0,057	0,000												
MA	-0,182	-0,173	-0,164	0,117	0,008	0,240	0,210	0,101	0,109	-0,182	-0,094	-0,037	0,054	-0,098	-0,098	-0,015	0,000											
Fós. T	0,561	0,324	<b>0,707</b>	-0,510	0,413	0,231	0,170	-0,230	0,347	-0,325	0,065	0,333	-0,203	0,375	-0,165	-0,120	-0,158	0,000										
Amôn.	0,591	0,312	0,588	-0,496	0,409	0,093	0,218	-0,145	0,244	-0,342	0,031	0,333	-0,242	0,341	-0,236	-0,103	0,003	<b>0,715</b>	0,000									
Nitri.	0,604	0,448	0,501	-0,372	0,531	0,128	0,211	-0,231	0,229	-0,263	0,033	0,035	-0,225	0,479	-0,168	0,148	-0,030	0,529	0,531	0,000								
Nitra.	0,441	0,462	-0,027	-0,111	0,483	0,133	0,271	0,021	0,215	-0,141	-0,024	0,030	-0,257	0,533	-0,157	0,082	-0,121	0,265	0,314	0,583	0,000							
NTU	0,065	-0,095	0,115	0,102	0,311	0,020	-0,027	-0,118	0,041	-0,152	0,168	0,066	-0,154	0,032	-0,129	0,125	-0,099	0,064	0,041	0,247	0,059	0,000						
CO2	0,256	0,283	0,278	-0,495	0,312	0,077	0,037	0,185	0,033	-0,018	0,038	0,173	-0,197	0,339	-0,291	-0,186	-0,160	0,441	0,480	0,384	0,360	0,001	0,000					
Clor. A	0,183	0,098	0,022	-0,046	0,143	0,095	0,043	0,033	-0,009	-0,237	0,018	0,095	-0,010	0,206	-0,135	-0,073	0,337	0,006	0,121	0,261	0,418	0,014	0,101	0,000				
Alcal.	<b>0,751</b>	0,477	<b>0,851</b>	-0,556	0,494	0,073	0,103	-0,249	0,181	-0,356	0,175	0,302	-0,234	0,399	-0,212	-0,086	-0,182	<b>0,835</b>	<b>0,724</b>	0,577	0,223	0,068	0,408	0,043	0,000			
Dur.	0,341	0,184	0,231	-0,352	0,180	-0,103	0,196	0,133	-0,016	-0,307	0,266	0,139	-0,063	0,237	-0,068	-0,109	0,154	0,067	0,235	0,137	0,099	-0,061	0,008	0,108	0,222	0,000		

pH= Potencial hidrogeniônico; Temp.= Temperatura da água (°C); Cond.= Condutividade elétrica (µS/cm); O2= Oxigênio dissolvido (mg/L); Dossel (%); Larg.= Largura média (m); Prof.= Profundidade média (m); Vel.=Velocidade de corrente; Vaz.= Vazão (m<sup>3</sup>/s); LT= Liteira; PD= Pedra/cascalho; AR= Areia (%); RA= Raiz (%); LX= Lixo (%); TR= Tronco (%); AG= Argila (%); MA= Macrófita aquática (%); Fós. T= Fósforo total (mg/L); Amôn.= Amônia (mg/L); Nitri= Nitrito (mg/L); Nitra= Nitrito (mg/L); NTU= Turbidez; CO2= gás carbônico dissolvido (mg/L); Clor. A= Clorofila A; Alc. Alcalinidade (mg/L) e Dur.= Dureza (mg/L).



**Apêndice 3.** Descritores utilizados nas análises de regressão para representar o gradiente ambiental (PCA 1) e composição taxonômica das assembleias de peixes (PCoA 1) dos 52 igarapés amostrados na área urbana de Manaus, no primeiro semestre de 2013.

<b>Amostras</b>	<b>PCA 1</b>	<b>PCoA 1</b>
10D	4,2560	0,1379
10F	3,2503	0,1389
11D	-1,7523	-0,1994
11F	-1,0225	-0,0925
12D	-2,4747	-0,2018
12F	1,8808	0,1096
13D	-0,2744	0,0353
13F	4,0769	0,1570
14D	-1,1327	-0,1441
14F	3,3768	0,2338
15D	0,3086	0,0874
15F	4,3347	0,1461
16D	-2,2991	-0,0943
16F	-1,1120	-0,0222
17D	-1,2845	-0,0634
17F	0,2910	-0,0509
18D	-0,8675	0,0159
18F	-0,2579	0,1071
1D	0,4002	0,1770
1F	3,3476	0,2558
20D	-2,4500	-0,1967
20F	0,7495	0,0091
21D	-2,2259	-0,0434
21F	-0,4304	-0,0167
22D	-1,3154	0,0084
22F	-0,6078	-0,0588
23D	1,3728	0,1177
23F	2,4426	0,2005
24D	-1,0632	-0,0402
24F	4,1229	0,1939
25D	-1,7185	-0,1773
25F	1,3568	-0,0399
26D	-1,1966	-0,1967
26F	2,3458	0,1690
27D	-2,2174	-0,1980
27F	1,1292	0,2349
2D	-1,6841	-0,1180
2F	-1,1248	-0,0442
3D	-2,5802	-0,1178
3F	-2,2033	-0,1079
4D	-0,2691	-0,0752
4F	1,8193	-0,0104
5D	-2,4616	-0,1179
5F	-2,5463	-0,0161
6D	-2,6279	-0,1173
6F	2,4267	0,2558
7D	-2,9066	-0,1325
7F	1,0175	-0,0447
8D	-2,1223	-0,1312
8F	-0,4969	-0,0021
9D	-2,4458	-0,1754
9F	4,8658	0,2558

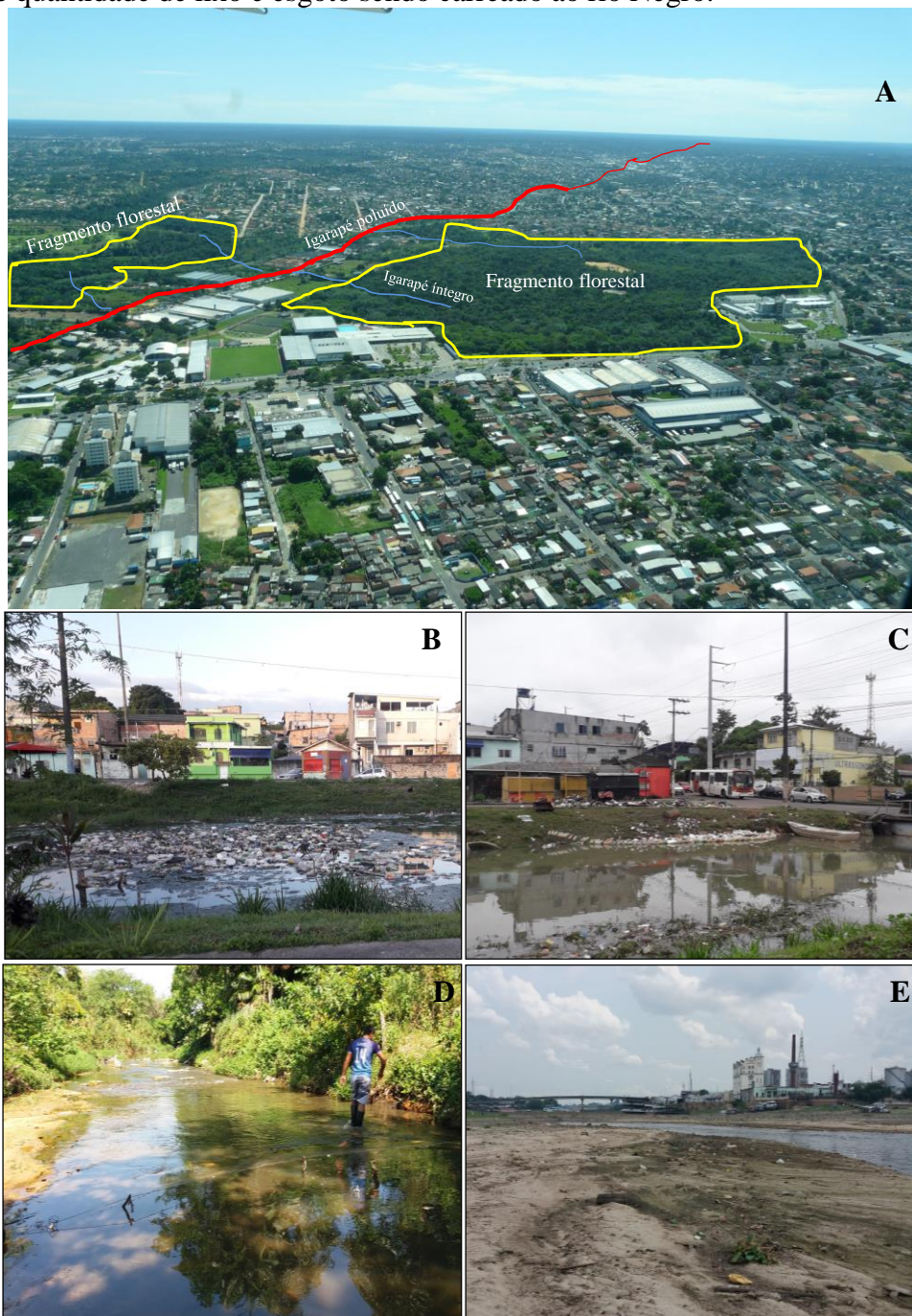
**Apêndice 4.** Código e nome científico das espécies amostradas nos 52 igarapés urbanos da cidade de Manaus, no primeiro semestre de 2013.

Código da espécie nas análises	Espécie
<i>Aca_hec</i>	<i>Acarichthys heckelii</i>
<i>Aca_nas</i>	<i>Acaronia nassa</i>
<i>Aeq_pal</i>	<i>Aequidens pallidus</i>
<i>Ana_mic</i>	<i>Anablepsoides micropus</i>
<i>Ana_orn</i>	<i>Anablepsoides ornatus</i>
<i>Anc_sp.Fi</i>	<i>Ancistrus</i> sp. "figueiredo"
<i>Api_eun</i>	<i>Apistogramma eunotus</i>
<i>Api_gep</i>	<i>Apistogramma gephyra</i>
<i>Api_gib</i>	<i>Apistogramma gibiceps</i>
<i>Api_hip</i>	<i>Apistogramma hippolytae</i>
<i>Api_reg</i>	<i>Apistogramma regani</i>
<i>Ast_bim</i>	<i>Astyanax bimaculatus</i>
<i>Bry_gia</i>	<i>Bryconops giacopinii</i>
<i>Buj_sp.</i>	<i>Bujurquina</i> sp.
<i>Cal_cal</i>	<i>Callichthys callichthys</i>
<i>Cic_ama</i>	<i>Cichlasoma amazonarum</i>
<i>Cop_cal</i>	<i>Copella callolepis</i>
<i>Cop_nat</i>	<i>Copella nattereri</i>
<i>Cor_af.aen</i>	<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i>
<i>Cre_inp</i>	<i>Crenicichla inpa</i>
<i>Cre_spi</i>	<i>Crenuchus spilurus</i>
<i>Cte_spi</i>	<i>Ctenobrycon spilurus</i>
<i>Dan_rer</i>	<i>Danio rerio</i>
<i>Ery_ery</i>	<i>Erythrinus erythrinus</i>
<i>Flu_pyg</i>	<i>Fluviphylax pygmaeus</i>
<i>Flu_sim</i>	<i>Fluviphylax simplex</i>
<i>Gym_tha</i>	<i>Gymnocorymbus thayeri</i>
<i>Gym_af.ped</i>	<i>Gymnotus</i> aff. <i>pedanopterus</i>
<i>Gym_cor</i>	<i>Gymnotus coropinae</i>
<i>Hem_dia</i>	<i>Hemigrammus diagonicus</i>
<i>Hem_lev</i>	<i>Hemigrammus levis</i>
<i>Hem_oce</i>	<i>Hemigrammus ocellifer</i>
<i>Hem_sti</i>	<i>Hemigrammus stictus</i>
<i>Her_spu</i>	<i>Heros spurius</i>
<i>Hop_mal</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>
<i>Hop_lit</i>	<i>Hoplosternum littorale</i>
<i>Hyp_agu</i>	<i>Hyphessobrycon agulha</i>
<i>Hyp_mel</i>	<i>Hyphessobrycon melazonatus</i>
<i>Lae_ful</i>	<i>Laetacara fulvipinnis</i>
<i>Lae_tha</i>	<i>Laetacara thayeri</i>
<i>Lai_sp</i>	<i>Laimosemion</i> sp.
<i>Lai_kir</i>	<i>Laimosemion kirovskyi</i>
<i>Meg_pic</i>	<i>Megalechis picta</i>
<i>Mes_ins</i>	<i>Mesonauta insignis</i>
<i>Mic_ele</i>	<i>Microcharacidium eleotrioides</i>
<i>Moe_col</i>	<i>Moenkhausia collettii</i>
<i>Nan_bec</i>	<i>Nannostomus beckfordi</i>
<i>Nan_equ</i>	<i>Nannostomus eques</i>
<i>Nan_mar</i>	<i>Nannostomus marginatus</i>
<i>Odo_aph</i>	<i>Odontocharacidium aphanes</i>
<i>Ore_nil</i>	<i>Oreochromis niloticus</i>
<i>Par_axe</i>	<i>Paracheirodon axelrodi</i>
<i>Poe_ret</i>	<i>Poecilia reticulata</i>
<i>Poe_wei</i>	<i>Poecilocharax weitzmani</i>
<i>Pte_leo</i>	<i>Pterophyllum leopoldi</i>
<i>Pte_par</i>	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>
<i>Pte_pun</i>	<i>Pterygoplichthys punctatus</i>
<i>Pyr_aus</i>	<i>Pyrrhulina australis</i>
<i>Pyr_bre</i>	<i>Pyrrhulina brevis</i>
<i>Pyr_cf.mar</i>	<i>Pyrrhulina</i> cf. <i>marilinae</i>
<i>Pyr_sem</i>	<i>Pyrrhulina semifasciata</i>
<i>Rha_mue</i>	<i>Rhamdia muelleri</i>
<i>Rha_que</i>	<i>Rhamdia quelen</i>
<i>Syn_mad</i>	<i>Synbranchus madeirae</i>
<i>Syn_sp.ret</i>	<i>Synbranchus</i> sp. "reticulado"
<i>Tae_can</i>	<i>Taeniacara candidi</i>
<i>Xip_hel</i>	<i>Xiphophorus helleri</i>
<i>Xip_mac</i>	<i>Xiphophorus maculatus</i>

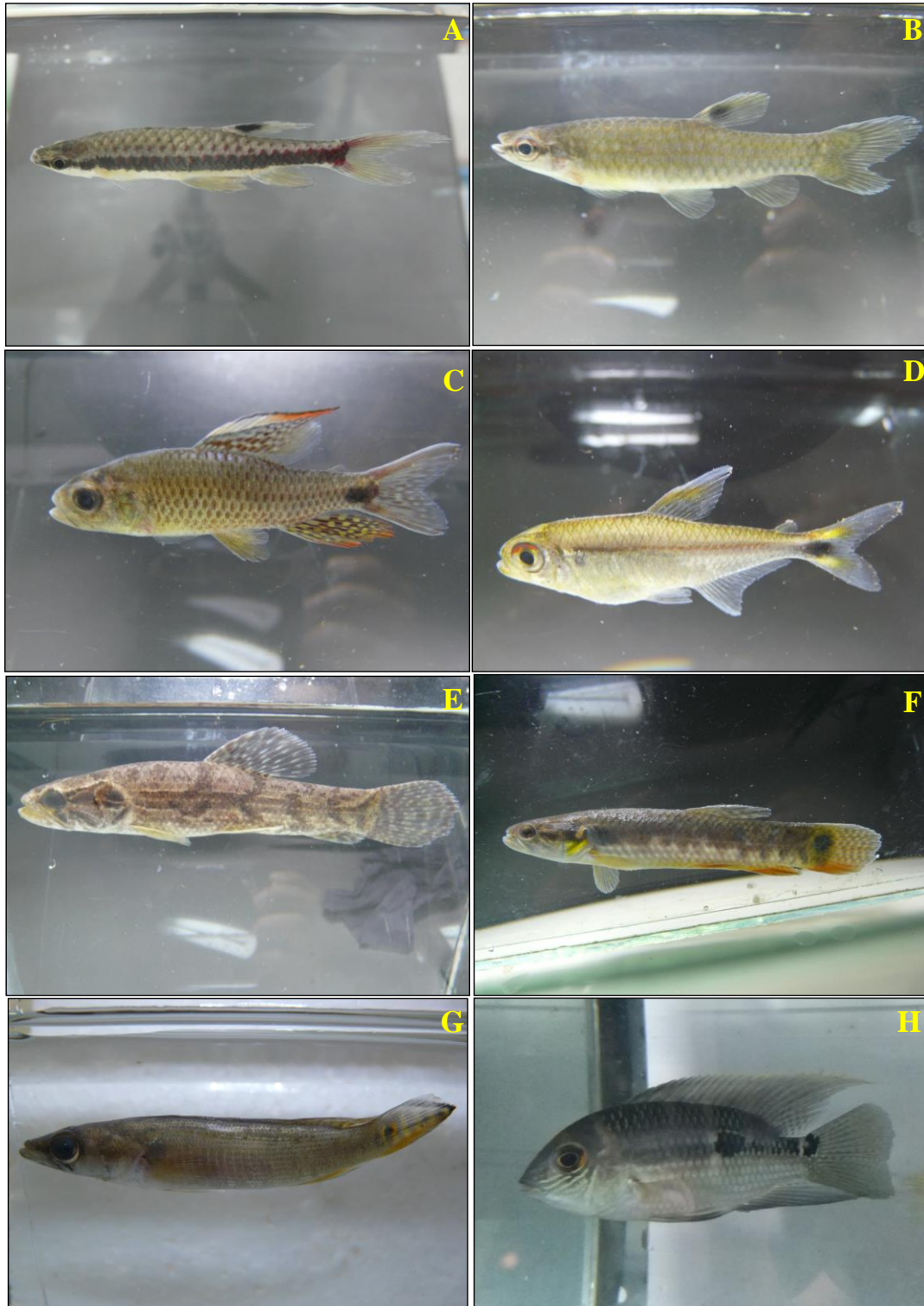
**Apêndice 5.** Igarapés estudados na zona urbana da cidade de Manaus. (A e B) igarapés íntegros dentro de fragmentos florestais, (C e D) igarapés alterados próximos a áreas residenciais, (E e F) igarapés poluídos caracterizado por uma água turva e grande quantidade de lixo em seus leitos.



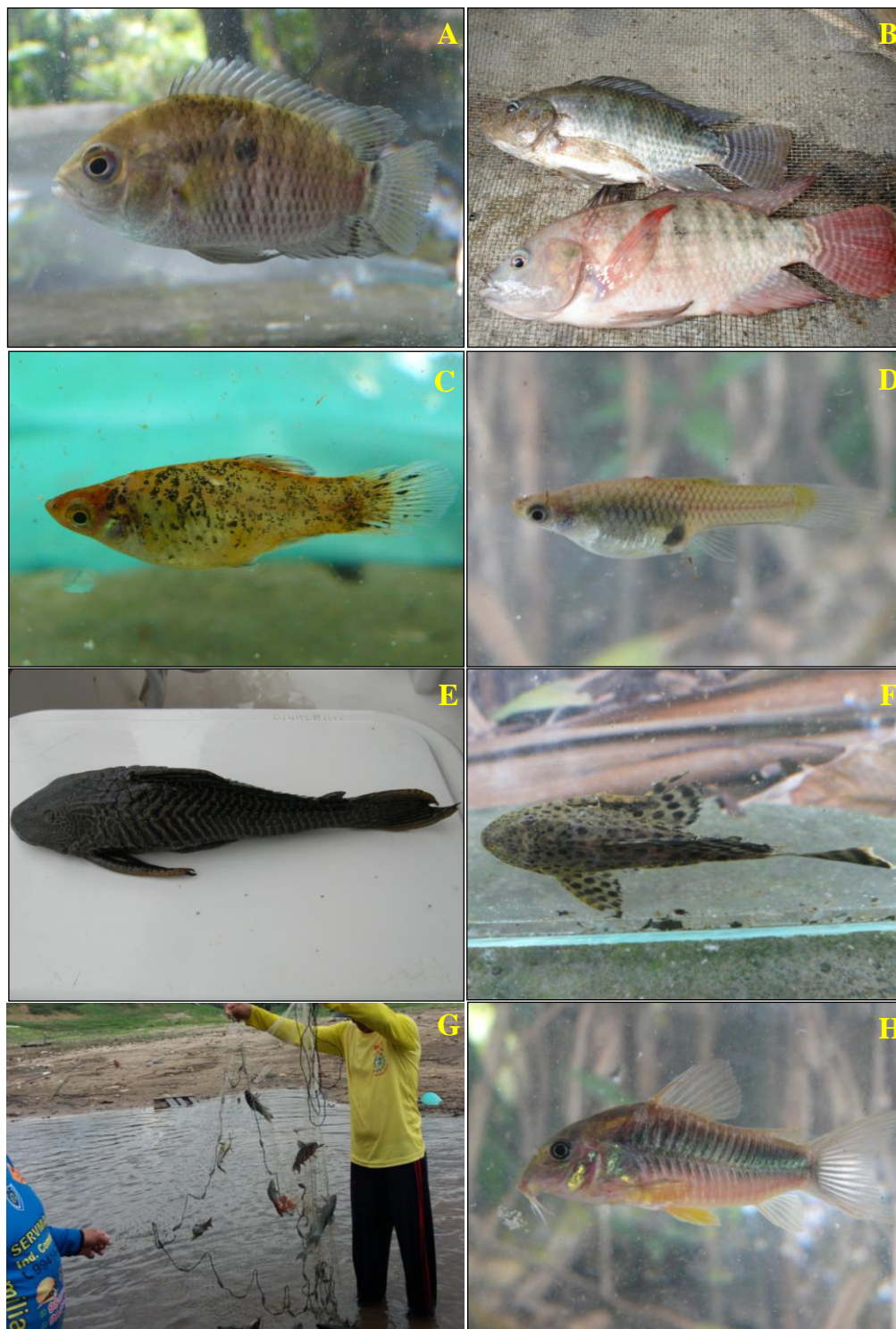
**Apêndice 6.** (A) Imagem aérea da cidade de Manaus destacando dois fragmentos florestais urbanos (linhas em amarelo), quatro pequenos igarapés dentro dos fragmentos (linhas em azul) desaguando em um igarapé maior (igarapé do Mindu) poluído por esgoto doméstico (linha em vermelho); (B e C) exemplos de igarapés dentro da cidade com destaque para a grande quantidade de lixo na sua superfície em um afluente do igarapé Quarenta; (D) igarapé do Gigante poluído, com desembocadura próximo a ponta negra, e (E) foz do igarapé do São Raimundo com uma grande quantidade de lixo e esgoto sendo carreado ao rio Negro.



**Apêndice 7.** Ictiofauna nativa encontrada em igarapés íntegros de Manaus. (A) *Copella callolepis*, (B) *Pyrrhulina brevis* (Lebiasinidae), (C) *Crenuchus spilurus* (Crenuchidae), (D) *Hyphessobrycon melazonatus* (Characidae), (E) *Hoplias malabaricus*, (F) *Erythrinus erythrinus* (Erythrinidae), (G) *Crenicichla inpa* e (H) *Aequidens pallidus* (Cichlidae).



**Apêndice 8.** Ictiofauna não nativa encontrada em igarapés alterados e poluídos de Manaus. (A) *Cichlasoma amazonarum*, (B) *Oreochromis niloticus* (Cichlidae), (C) *Xiphophorus maculatus*, (D) *Poecilia reticulata* (Poeciliidae), (E) *Pterygoplichthys pardalis*, (F) *Pterygoplichthys punctatus* (Loricariidae), (G) *Hoplosternum littorale* e (H) *Corydoras aeneus* (Callichthyidae).



### **A QUALIDADE DA ÁGUA MODULA INTERAÇÕES AGONÍSTICAS DE CICLÍDEOS NATIVOS E INVASORES EM RIACHOS URBANOS**

#### **INTRODUÇÃO**

A introdução de espécies não nativas encontra-se entre os impactos mais dramáticos, menos controlados e potencialmente menos reversíveis que ocorrem nos ecossistemas, e afetam de maneira severa a biodiversidade (*e.g.* VITULE *et al.*, 2009; VITULE *et al.*, 2012). Esta se soma aos impactos físicos e físico/químicos que os humanos produzem nos ambientes de água doce, e também em parte, porque as espécies invasoras são mais bem sucedidas em ambientes degradados ou modificados por humanos do que a maioria das espécies nativas, por serem mais generalistas e tolerarem ambientes geralmente poluídos (DUDGEON *et al.*, 2006).

Os impactos das espécies de peixes não nativas com potencial invasor, vão bem além dos impactos ambientais, como nos Estados Unidos da América que registraram 138 espécies de peixes invasores em 2005, as quais causavam perdas econômicas da ordem de 5,4 bilhões de dólares anualmente (GUREVITCH & PADILLA, 2004). Atualmente todas as espécies invasoras (invertebrados e vertebrados) ocorrentes nos Estados Unidos causam prejuízos anuais da ordem de U\$ 100 bilhões de dólares, cerca de R\$ 500 bilhões de Reais no câmbio atual (04/2022) (NISAW, 2022).

Essas introduções em ambientes aquáticos podem ser intencionais, como as espécies de peixes introduzidas para a pesca comercial e pesca esportiva, ou acidentais, como no caso das que escapam das unidades piscícolas, e também as que são transportadas junto com a água de lastro de embarcações (ZAMBRANO *et al.*, 2006; DORIA *et al.*, 2021). Há ainda o caso das espécies que são liberadas em ambientes naturais por aquaristas, por terem crescido demais ou como uma forma de descarte sem a necessidade de sacrifício dos animais, o que caracterizaria uma soltura intencional, mas sem o objetivo de estabelecer populações dessas espécies nos novos ambientes.

Em se tratando de percepção, controle e erradicação, espécies de peixes invasoras tornam-se as mais problemáticas, tornando-se grave ameaça, pois são organismos muito disseminados, móveis e de difícil percepção por parte da sociedade (VITULE, 2009). Assim, essas espécies não nativas com potencial invasor são uma grande ameaça à conservação da biodiversidade e

representam um dos problemas mais severos e menos controlados em grande parte do planeta, pois são as principais precursoras da homogeneização biótica global. Há registros de problemas decorrentes de invasões em países da União Europeia (GHERARDI *et al.*, 2008; MARR, *et al.*, 2010), América do Norte (Estados Unidos, México) (CONTRERAS-BALDERAS *et al.*, 2016;), Oceania (NICO & WALSH, 2011), África (ELLENDER & WEYL, 2014), Ásia (GOZLAN *et al.*, 2010; CHEN & ZHAN, 2017) e América do Sul (BIJUKUMAR *et al.*, 2015; DORIA *et al.*, 2021), inclusive no Brasil (CASIMIRO *et al.*, 2017; DORIA *et al.*, 2021).

Essas introduções, muitas vezes, só são percebidas nos estágios mais avançados, quando os danos à biodiversidade nativa são irreversíveis (VITULE, 2009). Aspectos culturais e o tempo de introdução também contribuem para a “invisibilidade” do problema (*e.g.* DORIA *et al.*, 2021), sendo que espécies não nativas da Ásia (*e.g.* carpas) e África (*e.g.* tilápias) já se encontram incorporadas há tanto tempo em sistemas hidrográficos do Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil que são consideradas “nativas” por algumas comunidades ribeirinhas, ou “naturalizadas” por setores ligados ao agronegócio e ao governo (VITULE, 2009). Também é imprescindível compreender que uma espécie de peixe nativa do próprio país e de uma determinada bacia hidrográfica pode ser considerada “não nativa” naquela mesma bacia (VITULE, 2009), nesse caso, chamada de espécie alóctone, por invadir ambientes nos quais não ocorreria naturalmente (SILVA, 1993).

Além dos problemas ecológicos de curto prazo, introduções podem causar mudanças que só serão percebidas em longo prazo (RODRIGUES *et al.*, 2018). Estudos têm demonstrado que, uma vez disseminadas em um ambiente, dificilmente os problemas de erradicação de espécies não nativas são solucionados pela sociedade (DUDGEON *et al.*, 2006; VITULE, 2009). Um dos exemplos desse problema é o da carpa asiática nos Grandes Lagos dos Estados Unidos e Canadá (América do Norte), que representa uma grande ameaça ao meio ambiente e à economia, e que constitui o perigo potencial mais urgente para a ecologia dos Grandes Lagos e de rios de toda a região, onde representa 95,0% de toda a biomassa de peixes (NISAW, 2022). A tilápia (originária da África) está disseminada em grande parte dos países do mundo, desde o Canadá até a Argentina nas Américas, e até mesmo na Austrália (ZAMBRANO *et al.*, 2006).

Na Amazônia, uma das regiões de maior biodiversidade do planeta (MITTERMEIER *et al.*, 1997), pequenos corpos d’água como os igarapés e lagos próximos a áreas urbanas e periurbanas estão ameaçados pelo avanço das fronteiras agrícolas, expansão urbana, construção de barragens, distúrbios de mineração e contaminação ambiental (DORIA *et al.*, 2017) e por invasões de



espécies não nativas (DORIA *et al.*, 2021). Em Manaus (maior metrópole da Amazônia), sabe-se que espécies não nativas de peixes foram introduzidas e/ou estão invadindo ambientes como pequenos igarapés (geralmente antropizados) da área urbana da cidade (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018). Dentre as espécies invasoras estão a tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), o guppy ou lebiste (*Poecilia reticulata*), o tricogaster (*Trichopodus trichopterus*), os espadinhas e platis (*Xiphophus hellerii* e *X. maculatus*), e algumas espécies alóctones como o acará-cascudo (*Cichlasoma amazonarum*), o acari-bodó (*Pterygoplichthys pardalis*) e o tamoatá (*Hoplosternum littorale*). Algumas dessas espécies se encontram estabelecidas há mais de três décadas nos igarapés de Manaus (SILVA, 1992; BESSA, 2003; BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014; BELTRÃO *et al.*, 2018). Essas espécies podem trazer sérias consequências à biodiversidade local, devido à sua rusticidade e aparente tolerância à poluição, além do seu potencial invasor de ambientes íntegros remanescentes dentro da cidade de Manaus e em outras áreas na Amazônia Central (BELTRÃO, 2007).

Espécies não nativas, até o presente momento, não foram observadas invadindo ambientes naturais de remanescentes florestais dentro da área urbana que ainda abrigam populações de espécies nativas de peixes, principalmente espécies de pequeno porte de Characiformes, Cyprinodontiformes e Gymnotiformes, assim como ciclídeos (Cichliformes), como *Aequidens pallidus*, bastante frequente e abundante nesses pequenos igarapés da Amazônia Central (KNOPPEL, 1970; MENDONÇA *et al.*, 2005; BELTRÃO, 2007; ESPIRITO-SANTOS, 2007; GUARIDO, 2014; ZUANON *et al.*, 2015).

Nesse contexto, alterações nas características limnológicas e estruturais dos igarapés urbanos de Manaus, que recebem alta carga de águas servidas (esgotos domésticos) estão relacionadas com mudanças na estrutura das assembleias ictiicas (nossas observações pessoais). Em face dessas evidências, é possível formular a hipótese de que a perda de qualidade ambiental deve funcionar como um facilitador da entrada de espécies não nativas, direta ou indiretamente, ao afetar negativamente a fauna nativa e facilitar o processo de invasão (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014). No mesmo sentido, é possível que a presença de populações saudáveis de espécies nativas em igarapés íntegros (*e.g.* BELTRÃO, 2007) resulte em uma forte resistência biótica, impedindo ou dificultando o estabelecimento de espécies não nativas.

Isso faz supor que muitas das espécies não nativas ocorrentes nos igarapés de Manaus, tenham escapado de pisciculturas locais e/ou tenham sido deliberadamente soltas/introduzidas

por aquaristas em ambientes previamente degradados, após a extirpação das populações de espécies nativas em decorrência da contaminação da água por esgoto doméstico/industrial e alterações na estrutura física desses habitats. Entretanto, a ausência de registros históricos desses processos de degradação ambiental e de invasão por espécies não nativas dificulta uma compreensão adequada da importância relativa da vacância de nichos ecológicos e/ou da competição por interferência e exploração como mecanismo predominante nesses processos.

Peixes competem com coespecíficos e heteroespecíficos por diferentes tipos de recursos, como alimento, locais de forrageamento, abrigo ou nidificação (MARTIN *et al.*, 2010; HUANG *et al.*, 2016; MAGELLAN & GARCÍA-BERTHOU, 2016). Peixes não nativos podem substituir espécies nativas por meio de competição por espaço ou outros recursos, denominada competição por exploração (ou seja, as duas espécies competem por um recurso vital limitado), ou por disputa direta pelos recursos, geralmente envolvendo agressão. Que é denominada competição por interferência (ou seja, uma espécie ativamente impede que a outra tenha acesso a recursos vitais) (MARTIN *et al.*, 2010; CHIBUCOS *et al.*, 2015; RAYMOND *et al.*, 2015; SAVVIDES *et al.*, 2015; ARCHUNDIA & ARCE, 2018).

Comportamentos agonísticos são interações que ocorrem entre espécies que convivem em habitats onde os recursos são limitados em quantidade ou qualidade (TURRA & DENADAI 2004; PATERSON *et al.*, 2013; POULOS & MCCORMICK, 2015; KOCHHANN & VAL, 2017). A importância das interações agonísticas é evidente entre espécies de peixes cuja organização social é baseada na hierarquia de dominância e territorialidade, como os ciclídeos (*e.g.* SARMENTO, 2017).

A interação agonística pode ser um processo importante na determinação do impacto ecológico de uma espécie (HAZLETT *et al.*, 2007). Em uma interação agonística, os animais envolvidos assumem os custos associados à luta, que podem afetar negativamente o crescimento dos indivíduos de uma ou ambas as espécies (GHERARDI & CIONI 2004; TIIRA *et al.*, 2009; ARCHUNDIA & ARCE, 2018). Depois de se envolver em uma luta, o vencedor aumenta o seu acesso a recursos, com vantagens para seu desempenho (FORRESTER & STEELE, 2004; ELWOOD & ARNOTT, 2012; ARCHUNDIA & ARCE, 2018).

Lutar pode custar caro para os competidores, tanto em termos de energia, quanto em relação ao uso do tempo e risco de lesões (ARNOTT & ELWOOD, 2009; ARCHUNDIA & ARCE, 2018). Assim, o potencial de retenção de recursos (*Resource Holding Potential* - RHP) representa

a capacidade de luta de cada competidor (PARKER, 1974; PRICE *et al.*, 1994; ARCHUNDIA & ARCE, 2018). Em geral, os indivíduos usam seu RHP para resolver uma disputa com o mínimo risco de lesões (*e.g.* PRICE *et al.*, 1994; ARNOTT & ELWOOD, 2009; ARCHUNDIA & ARCE, 2018). Quando um confronto não é resolvido entre ciclídeos por meio de RHP, seu comportamento agressivo aumenta, ou seja, eles manifestam-se fazendo exhibições agressivas, abrindo nadadeiras, ocupando espaço/território, ameaçando, perseguindo, mordendo, abrindo a boca e finalmente entrando em confronto direto (luta) (ARCHUNDIA & ARCE, 2018). Geralmente a fuga do oponente caracteriza o final da disputa e com a conquista do território ou posse do recurso pelo vencedor da disputa (WAZLAVEK & FIGLER, 1989; OLIVEIRA & ALMADA, 1996; MEDEIROS *et al.*, 2005; LORENZ *et al.*, 2011; ARCHUNDIA & ARCE, 2018).

Uma espécie não nativa pode deslocar uma espécie nativa por meio da competição interespecífica (KAKAREKO *et al.*, 2013; ARCHUNDIA & ARCE, 2018). Conseqüentemente, haverá redução da população de algumas espécies nativas, e até mesmo a extinção local de uma ou mais dessas espécies como consequência do estabelecimento de uma espécie não nativa (*e.g.* MOONEY & CLELAND, 2001; PEÑA & PAUCHARD, 2001; MENDOZA-ALFARO *et al.*, 2011; ARCHUNDIA & ARCE, 2018).

Em Manaus, três espécies de ciclídeos relativamente abundantes ocorrem em igarapés sob diferentes condições de integridade ambiental: *Aequidens pallidus*, nativa e que ocorre predominantemente em igarapés de terra firme íntegros; *Cichlasoma amazonarum*, nativa de grandes rios e lagos de várzea, mas caracterizada como alóctone em pequenos igarapés de terra firme; e *Oreochromis niloticus*, não nativa e originária da África, que ocorre quase exclusivamente em igarapés fortemente descaracterizados e poluídos. Essas três espécies raramente são encontradas em um mesmo ambiente (em sintopia) nos igarapés dessa metrópole (BELTRÃO, 2007), e não há informações sobre o comportamento e as interações agonísticas dessas três espécies nesses ambientes.

Sabe-se que estímulos ambientais são cruciais na modulação do ciclo de vida e no comportamento agonístico dos animais e, dessa forma, modificações nas características do ambiente, como a descaracterização dos habitats e poluição, podem afetar o comportamento e a fisiologia dos mesmos, fazendo emergir estratégias alternativas (FLODMARK *et al.*, 2002; ADAMO & PARSONS, 2006). Assim, estudos envolvendo fatores relacionados a alterações ou

modificações ambientais e seus efeitos sobre o comportamento das espécies são importantes para que se entendam as relações entre espécies nativas e não nativas, tanto em ambientes bem preservados quanto degradados. Isso é importante porque o comportamento é entendido como uma relação interativa de transformação mútua entre o organismo e o ambiente que o cerca, na qual os padrões de conduta são naturalmente selecionados em função de seu valor adaptativo (BLANCHET *et al.*, 2006).

No presente estudo, realizamos experimentos para avaliar o papel das interações agonísticas no desempenho biológico de três espécies potencialmente competidoras de ciclídeos que ocorrem com alta frequência e elevada abundância em pequenos igarapés da cidade de Manaus: *Aequidens pallidus* (uma espécie nativa e com ampla distribuição em igarapés de terra firme da Amazônia Central), *Cichlasoma amazonarum* (alóctone, amplamente distribuída em ambientes de várzea na Amazônia, mas que invade igarapés de terra firme ambientalmente alterados) e *Oreochromis niloticus* (não nativa, originária da África, com ocorrência em igarapés fortemente poluídos de Manaus) (BELTRÃO, 2007; GUARIDO, 2014). A principal hipótese levantada é que processos de resistência biótica mediados por interações agonísticas (durante a competição por espaço e/ou alimento) entre espécies nativas e não nativas impedem (ou dificultam) a invasão em ambientes aquáticos íntegros; entretanto, a perda da qualidade do habitat por alterações estruturais dos igarapés e poluição da água coloca as espécies nativas em desvantagem nas interações agonísticas e, com isso, reduz a resistência biótica e possibilita a invasão por espécies não nativas de peixes em igarapés de terra firme na Amazônia Central.

Assim, neste capítulo temos dois objetivos específicos: 1) Avaliar os processos de invasão por espécies não nativas de peixes em igarapés urbanos de Manaus, em função da poluição da água; 2) Analisar as possíveis diferenças comportamentais na competição por espaço e alimento entre espécies nativas e não nativas, quando submetidas a condições ambientais íntegras e alteradas em laboratório.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Espécies utilizadas nos experimentos*

*Aequidens pallidus* (Heckel, 1840) é um ciclídeo de médio porte (14,3 cm comprimento total; (FISHBASE, 2021) (Figura 1A), frequente e abundante em pequenos igarapés de terra firme da Amazônia Central (MENDONÇA *et al.*, 2005; ESPIRITO-SANTOS, 2007; ZUANON *et al.*, 2015). Essa espécie geralmente ocorre em ambientes íntegros em remanescentes florestais dentro da área urbana de Manaus (BELTRÃO, 2007). *Aequidens pallidus* compartilha seu habitat com poucas outras espécies de ciclídeos, porém, seu potencial competitivo/agressivo em relação a espécies é pouco conhecido.

O ciclídeo alóctone *Cichlasoma amazonarum* (Kullander, 1983) atinge 18,0 cm de comprimento total, e é bastante abundante em lagos de várzea da Amazônia Central (SOARES *et al.*, 2007) (Figura 1 B). *Cichlasoma amazonarum* ocorre em igarapés ambientalmente alterados de Manaus em 2005 (SILVA, 1992; SILVA, 1995; BELTRÃO, 2007).

Já o ciclídeo não nativo (exótico) *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), conhecido como tilápia-do-Nilo, é originário da África, tem maturidade sexual média a partir dos 18,5 cm de comprimento total, embora tenham limites citados entre 6,0 a 28,0 cm para sua maturidade (FISHBASE, 2021) sendo a espécie mais cultivada da piscicultura brasileira (PEIXEBR, 2020) (Figura 1C). É também conhecida pela sua rusticidade, tolerando condições ambientais adversas como baixo nível de oxigênio e altos níveis de amônia (ALCESTE & JORRY, 1998). A tilápia-do-Nilo é uma espécie territorial e apresenta interações agressivas que podem gerar impactos negativos nas espécies nativas (MOYLE & CECH-JUNIOR, 1988; ZAMBRANO, 2006). Foi registrada pela primeira vez invadindo igarapés de Manaus em 2003 (BESSA, 2003), embora já houvesse relatos em monografias não publicadas desde a década de 1980 (Anete Rubim, comunicação pessoal).



Figura 1. Imagens de indivíduos das espécies da Família Cichlidae utilizadas nos experimentos: *Aequidens pallidus* (A), *Cichlasoma amazonarum* (B) e *Oreochromis niloticus* (C).

### ***Aclimação***

Todos os peixes utilizados nos experimentos foram coletados dentro da cidade de Manaus-AM e aclimatados separadamente por espécie. Os exemplares utilizados nos experimentos tinham em média 3,5 cm de CP ( $\pm 1,0$ ). Os espécimes de acará nativo *A. pallidus* foram coletados em igarapés próximos a bordas de fragmentos florestais no campus da Universidade Federal do Amazonas - UFAM (zona Sul de Manaus) e ramal do Igarapé Acará (na periferia da cidade) ( $3^{\circ}06'00,2''S$ ;  $59^{\circ}57'33,1''W$  -  $2^{\circ}57'44,4''S$ ;  $59^{\circ}59'53,0''W$ , respectivamente). Exemplares da tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) foram coletados no igarapé do Gigante e em lagos artificiais próximos, dentro da zona Oeste de Manaus ( $3^{\circ}04'01,3''S$ ;  $60^{\circ}04'11,0''W$  -  $3^{\circ}04'10,0''S$ ;  $60^{\circ}04'11,0''W$ , respectivamente). Exemplares de acará-cascudo da várzea (*Cichlasoma amazonarum*) foram coletados em igarapés do Instituto Federal do Amazonas -

IFAM Campus Zona Leste (3°04'43,5"S; 59°55'35,5"W e 3°05'07,8"S; 59°56'06,6"W). Todos os exemplares foram coletados conforme autorização SISBIO No. 30479-7.

Os peixes foram aclimatados em caixas d'água de polietileno de 1000 litros com cobertura de tela de nylon, com densidade de 50 peixes por caixa (1 peixe/20 L) por no mínimo 20 dias antes dos experimentos. As condições mantidas durante a aclimação foram: fotoperíodo (12 h de luz/ 12 h de escuridão, com luz ambiente natural e indireta. A temperatura média da água foi de 25,2 °C (variando de 24 a 26 °C); e oxigênio dissolvido médio 7,1 mg/L ( $\pm$  0,4), mantido através de bombas de aeração. No período de aclimação, trocas parciais de água foram realizadas (50%) a cada três dias, para evitar acúmulo de resíduos sólidos como restos de ração e fezes dos peixes. Os animais foram alimentados diariamente com ração comercial para peixes ornamentais (40% de proteína bruta; Nutrifish) oferecida até a saciação, no início da manhã.

Após o período de aclimação, indivíduos aparentemente saudáveis e sem mutilações foram selecionados. Como o tamanho é um fator que interfere no comportamento agonístico de espécies sociais, como os ciclídeos (BEECHING, 1992), foram selecionados indivíduos das diferentes espécies que tinham comprimento e peso semelhantes em todos os experimentos, sendo aceita uma faixa de variação de 10% do comprimento padrão dos indivíduos.

Para todas as espécies foram selecionados peixes jovens (sexualmente imaturos). Essa seleção visou evitar que outros fatores pudessem afetar o nível de agressividade dos indivíduos, tais como, a maturidade sexual (YAMAMOTO *et al.*, 1999; JAROENSUTASINEE & JAROENSUTASINEE, 2003), e grandes diferenças nos níveis hormonais dos indivíduos (VILLARS, 1983; MUNRO & PITCHER, 1985). Esse procedimento também serviu como estratégia para permitir a acomodação de um número adequado de indivíduos em cada aquário experimental, e minimizar o efeito de interações sexuais (reprodutivas) entre peixes adultos, como observado para a tilápia do Nilo *O. niloticus* (CARVALHO & GONÇALVES-DE-FREITAS, 2008).

### ***Procedimentos experimentais***

Os experimentos foram realizados no Laboratório/Contêiner de Estudos Comportamentais de Peixes do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) em Manaus. No laboratório, os aquários (36 litros, cada) foram revestidos com TNT (tecido não tecido) de cor preta, em três lados para evitar contato visual com animais de aquários vizinhos, e na parte superior foi instalada uma tela de nylon para evitar escapes de exemplares, ficando apenas a porção frontal

desobstruída para a realização das observações comportamentais. O isolamento dos aquários foi feito com TNT com na cor preta para reduzir o estresse dos peixes (e.g. VOLPATO & BARRETO, 2001).

As condições ambientais gerais de aclimação durante os experimentos foram mantidas pela utilização de um aparelho condicionador de ar (Midea 12.000 btus). A temperatura média mantida dentro do laboratório foi de 25,0 °C ( $\pm$  0,85). Um teor médio de oxigênio dissolvido foi mantido através de bombas d'água individuais e de recirculação. O fotoperíodo dentro do Laboratório foi de 12 horas de luz (06:00 h às 18:00 h) e 12 de escuridão (18:00 h às 05:59 h), mantidos através do uso de um relógio temporizador (*Timer*), e a utilização de 5 luzes de led de 20W cada (com potencial de 1.200 lúmens).

A ração foi oferecida uma vez ao dia (entre 08:00h e 10:00h), na forma de grânulos extrusados de 2,0 mm de diâmetro, triturados em pedaços menores (entre 0,1 a 0,5 mm de diâmetro), sendo oferecida diariamente uma quantidade equivalente a 2,5 – 3,0% da biomassa total. Essa quantidade de ração é suficiente para a manutenção e crescimento de peixes em fase de desenvolvimento, conforme recomendações de estudos anteriores para peixes criados em cativeiro (KUBITZA, 2000; CECCARELLI *et al.*, 2000). A utilização dessa quantidade de ração igual ou muito próxima à demanda biológica dos peixes foi estabelecida para propiciar a ocorrência de uma eventual disputa/competição por alimento entre os peixes mantidos em cada aquário experimental.

### ***Delineamento experimental***

Foi avaliado o comportamento agonístico e a sobrevivência em grupos monoespecíficos e mistos (duas espécies de cada vez) dos juvenis das três espécies de ciclídeos, sob diferentes tratamentos experimentais e condições ambientais. Para isso, foram realizados quatro experimentos, sendo dois experimentos com água limpa (sem poluentes) e dois com água poluída (Tabela 1).

Experimento I: água limpa (sem poluentes, semelhante à água de igarapés íntegros), onde foram expostos grupos monoespecíficos das três espécies de ciclídeos.

Experimento II: água limpa (sem poluentes, semelhante à água de igarapés íntegros), onde foram expostos grupos mistos contendo duas das três espécies a cada vez, nas três diferentes combinações.



Experimento III: água poluída e grupos monoespecíficos de ciclídeos.

Experimento IV: água poluída e grupos mistos contendo duas das três espécies de cada vez, nas três diferentes combinações.

Em cada tratamento experimental foram realizadas 10 réplicas (ou seja, 1 réplica = 1 aquário de 36 litros contendo um determinado conjunto de peixes). Em cada réplica foram alocados 10 indivíduos (1 peixe/ 3,6 L), totalizando 100 peixes em cada tratamento, tanto para os tratamentos monoespecíficos quanto para os pareamentos de indivíduos de duas espécies, nestes casos, cinco indivíduos de cada espécie por aquário/réplica (Tabela 1). O período de duração de cada tratamento foi de 63 dias, para que existisse um intervalo suficiente de tempo para verificamos variações no crescimento e na sobrevivência dos indivíduos.

Tabela 1. Diagrama do delineamento experimental para avaliação do comportamento agonístico de três espécies de ciclídeos (nativa, alóctone e não nativa).

<b>ÁGUA LIMPA</b>				
<b>Experimento I</b>		No. réplicas	No. de peixes por réplica	No. total de peixes
Tratamento	Espécies			
Tratamento 1	<i>Aequidens pallidus</i> (10 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 2	<i>Cichlasoma amazonarum</i> (10 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 3	<i>Oreochromis niloticus</i> (10 ind./réplica)	10	10	100
<b>ÁGUA LIMPA</b>				
<b>Experimento II</b>		No. réplicas	No. de peixes por réplica	No. total de peixes
Tratamento	Espécies			
Tratamento 1	<i>A. pallidus</i> (5 ind./réplica) X <i>C. amazonarum</i> (5 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 2	<i>A. pallidus</i> (5 ind./réplica) X <i>O. niloticus</i> (5 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 3	<i>C. amazonarum</i> (5 ind./réplica) X <i>O. niloticus</i> (5 ind./réplica)	10	10	100
<b>ÁGUA POLUÍDA</b>				
<b>Experimento III</b>		No. réplicas	No. de peixes por réplica	No. total de peixes
Tratamento	Espécies			
Tratamento 1	<i>Aequidens pallidus</i> (10 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 2	<i>Cichlasoma amazonarum</i> (10 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 3	<i>Oreochromis niloticus</i> (10 ind./réplica)	10	10	100
<b>ÁGUA POLUÍDA</b>				
<b>Experimento IV</b>		No. réplicas	No. de peixes por réplica	No. total de peixes
Tratamento	Espécies			
Tratamento 1	<i>A. pallidus</i> (5 ind./réplica) X <i>C. amazonarum</i> (5 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 2	<i>A. pallidus</i> (5 ind./réplica) X <i>O. niloticus</i> (5 ind./réplica)	10	10	100
Tratamento 3	<i>C. amazonarum</i> (5 ind./réplica) X <i>O. niloticus</i> (5 ind./réplica)	10	10	100

### Água limpa utilizada nos experimentos

Para os experimentos I e II (água limpa), foi utilizada água do sistema de abastecimento do INPA (obtida de poço artesiano), e armazenada em 5 tanques de 1000 L, para o fornecimento aos experimentos.

### Água poluída utilizada nos experimentos

Para os experimentos III e IV (água poluída) foi realizada a coleta de água em um igarapé poluído localizado no Campus III (V-8) do INPA (3°05'33,8"S - 59°59'35,4"W). A escolha desse igarapé teve dois motivos: 1) logística de acesso para obtenção de água poluída para os experimentos; e 2) características limnológicas (tipo e teor de poluentes) típicas de igarapés poluídos da área urbana de Manaus, com base nas observações de dezenas de igarapés amostrados nessa área (conforme dados apresentados no Capítulo 1 da presente Tese)

Os tratamentos experimentais utilizando água poluída foram mantidos por meio da mistura de 50% do volume de água limpa e 50% de água poluída. Para determinar essa proporção de água limpa e água poluída, foi verificado no banco de dados do Projeto Igarapés-INPA, as médias dos níveis das variáveis indicadoras de eutrofização (amônia, nitrito, nitrato e fósforo total), obtidas em amostragens de igarapés poluídos da área urbana de Manaus, em que estavam presentes indivíduos das espécies de peixes relacionadas nesses experimentos.

O uso de água poluída com 50% de diluição teve como objetivo evitar que a eventual ocorrência de uma elevada mortalidade inicial entre os peixes nativos impedisse a análise de variáveis comportamentais e biológicas nos experimentos (III e IV). Essa proporção de 50% de água poluída foi estabelecida com base em testes preliminares (testes piloto), quando foram testadas diferentes proporções de água poluída até que não houvesse risco de mortalidade imediata dos peixes (até 3 dias após o início dos testes).

Para aclimação das espécies em água poluída, foram realizadas trocas progressivas de água durante um período de três dias, por meio de sistema de gotejamento, até atingir 50% da substituição em todas as réplicas dos experimentos III e IV.

Foram realizadas trocas parciais de água (50%) a cada três dias, tanto nos tratamentos com água limpa como poluída. Esse sistema serviu para minimizar os efeitos do acúmulo de dejetos, evitando níveis crescentes de substâncias nocivas como amônia e nitrito (as quais poderiam reduzir as diferenças na qualidade da água entre os tratamentos).

As características físicas e físico-químicas da água nos experimentos foram monitoradas a cada três dias, com uso de sondas limnológicas multiparamétricas (temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido).

Nos experimentos I e II (água limpa) os valores médios das variáveis analisadas foram: temperatura ( $25,4 \pm 0,4$  °C), pH ( $5,4 \pm 0,3$ ), condutividade elétrica ( $17,3 \pm 5,2$  µS/cm) e oxigênio

dissolvido ( $6,82 \pm 0,7$  mg/L), amônia ( $0,03 \pm 0,01$  mg/L), nitrito ( $0,01 \pm 0,00$  mg/L), nitrato (não detectado) e fósforo total ( $0,01 \pm 0,01$  mg/L).

Nos experimentos III e IV (água poluída) os valores médios das variáveis foram: temperatura ( $25,2 \pm 0,3$  °C), pH ( $6,7 \pm 1,8$ ), condutividade elétrica ( $85,0 \pm 9,6$  µS/cm), oxigênio dissolvido ( $6,0 \pm 0,5$  mg/L), amônia ( $0,52 \pm 0,23$  mg/L), nitrito ( $0,05 \pm 0,03$  mg/L), nitrato ( $0,02 \pm 0,01$  mg/L) e fósforo total ( $0,05 \pm 0,01$  mg/L). Amostras de água para mensuração das variáveis indicadoras de eutrofização foram coletadas e analisadas a cada três dias, no Laboratório de Limnologia da UFAM.

### ***Observações e registros comportamentais***

O método de observação nos experimentos, utilizado na avaliação dos animais, consistiu no registro de “todas as ocorrências”. Este método consistiu em registrar todas as ações dos indivíduos em um determinado tempo (LEHNER, 1996). Para isso foi empregado um etograma, com registro das unidades comportamentais (componentes agonísticos) exibidos por cada espécie.

Essas unidades comportamentais foram definidas a partir de observações realizadas previamente aos experimentos, bem como a partir de etogramas descritos para outras espécies de ciclídeos (*e.g.* MUNRO & PITCHER, 1985; ALVARENGA & VOLPATO, 1995). Para o experimento foi registrado o número total de confrontos de todos os indivíduos, correspondendo a todos os eventos agonísticos, e todos os ataques emitidos e recebidos.

As unidades comportamentais foram ordenadas para a identificação daquelas que foram realizadas mais frequentemente nas diferentes fases dos conflitos durante os experimentos. Os comportamentos agonísticos realizados simultaneamente (recíprocos) durante os experimentos também foram consideradas. Além disso, foram definidas unidades comportamentais de agressividade (ameaça lateral, ameaça frontal, ondulação corporal, mordida, toque, perseguição e luta), unidades comportamentais de avaliação (exibição paralela) e unidades comportamentais de subordinação (imobilidade, fuga e recuo). A descrição das unidades comportamentais é apresentada na Tabela 2. Embora, as unidades comportamentais tenham sido detalhadas no presente estudo, utilizamos nas variáveis respostas deste capítulo, as classes comportamentais de avaliação, agressividade e subordinação nos resultados, semelhantes aos utilizados para *Oncorhynchus mykiss* e *Salmo trutta* (Salmoniformes: Salmonidae) por ROCHA (2011).

Tabela 2. Descrição das unidades comportamentais analisadas nos experimentos com os ciclídeos *Aequidens pallidus*, *Cichlasoma amazonarum* e *Oreochromis niloticus*, adaptadas de MUNRO & PITCHER (1985), ALVARENGA & VOLPATO (1995).

Classe	Unidades comportamentais	Descrição
Comportamento de avaliação	1. Exibição paralela	Dois peixes ficam lado a lado com a cabeça voltada no mesmo sentido ou em sentido oposto, com alguma ondulação do corpo; ambos são emissores, não ocorrendo o contato físico, e geralmente ficam afastados um do outro
	2. Ameaça	O peixe nada rapidamente em direção ao outro e se aproxima com a boca fechada ou aberta, mas sem encostá-la no corpo do oponente;
	3. Ataque lateral	Um peixe se aproxima de outro rapidamente e ataca a região lateral do oponente com mordidas ou com um forte golpe com a boca fechada, fazendo com que o peixe atacado fuja rapidamente;
	4. Ataque frontal	Dois peixes justapõem suas mandíbulas e um deles empurra o outro, ou ambos se empurram mutuamente, ondulando a região caudal do corpo;
	5. Ondulação	O peixe ondula o corpo no sentido antero-posterior quando está próximo e paralelo ao oponente;
Comportamento agressivo	6. Mordida	O peixe abre a boca e percute com ela o corpo do oponente, pode ocorrer nas laterais medianas do corpo, no ventre, no dorso, nas nadadeiras ou na cabeça do oponente;
	7. Toque	Um peixe se aproxima de outro, realiza um empurrão com a cabeça na região lateral do corpo do oponente com golpes rápidos com a boca fechada, fazendo com que este se afaste;
	8. Perseguição	O peixe nada em direção ao outro, acompanhando sua trajetória enquanto o oponente se afasta/foge;
	9. Luta	Os dois peixes abrem a boca e desferem mordidas ou empurrões sobre o corpo do oponente, arrancando escamas ou pedaços de nadadeiras, e podem ficar longos períodos agarrando-se pela boca;
Comportamento de subordinação	10. Imobilidade	Após contato físico, o peixe atacado se mantém no mesmo local sem reação aparente, enquanto seu oponente nada ao seu redor;
	11. Fuga	O peixe se afasta do oponente, que o persegue ou ataca;
	12. Recuo	Um peixe se aproxima do oponente empurrando-o com a cabeça, fazendo com que o peixe atacado recue.

As interações agonísticas foram registradas por meio de filmagens com duração de 5 minutos, realizadas para cada réplica, e sempre nos horários da alimentação. As filmagens foram

realizadas a cada 3 dias ao longo dos 63 dias de cada experimento, totalizando 21 eventos de filmagens e perfazendo um total 1.050 minutos (ou 17,5 horas) de filmagens ao final de cada tratamento.

Para as análises apresentadas neste segundo capítulo, decidimos utilizar apenas o primeiro e o último minuto de filmagem de cada réplica, de forma a incluir tanto os eventos agonísticos ocorridos na fase inicial de abundância de alimento, como na fase de escassez. Assim, analisamos um total de 7 horas de filmagens em cada tratamento realizado. Em cada experimento, foram utilizadas como variáveis respostas a frequência das interações agonísticas em grupos uniformes e mistos, além da sobrevivência ao longo do tempo, não sendo repostos novos indivíduos, visto que, as análises foram contínuas ao longo do experimento.

Ao final do experimento uma parte dos animais foram eutanasiados com uma dose letal de anestésico (eugenol: 25,0 mg/L) (conforme recomendado pela *American Veterinary Medical Association* (AVMA, 2013), foram fixados em formalina 10% e conservados em álcool etílico 70%, e serão depositados como material-testemunho na Coleção de Peixes do INPA. 10 exemplares de cada tratamento foram dissecados para inspeção macroscópica do estágio de desenvolvimento das gônadas, para confirmar se todos os animais estavam imaturos, como indicado por PAIVA *et al.* (1988).

#### ***Nota Ética***

Todos os experimentos foram elaborados de acordo com os Princípios Éticos na Experimentação Animal adotados pelo Colégio Brasileiro de Experimentação Animal (COBEA) e conforme o recomendado pela *American Veterinary Medical Association* (AVMA, 2013). O projeto foi aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia –INPA e recebeu o protocolo N° 052-0/2012 para as atividades do Projeto Igarapés, e posteriormente avaliado em processo de Licenciamento de Instalação Animal pelo CEUA-INPA.

#### ***Análises estatísticas***

Para todos os tratamentos foram avaliadas a normalidade, homogeneidade e homoscedasticidade dos dados. Antecedendo estes testes, foram retirados todos os possíveis *outliers* (dados discrepantes). Satisfeitos esses critérios, os dados foram analisados por meio de análises de variância (ANOVA) seguidas de testes *a posteriori* de Tukey, e testes *t* de Student.

Todas as análises foram baseadas em ZAR (1999). Consideramos  $p \leq 0,05$  como nível de significância estatística em todos os testes.

## RESULTADOS

### **Interações agonísticas em juvenis de *Aequidens pallidus*, *Cichlasoma amazonarum* e *Oreochromis niloticus* em grupos monoespecíficos e mistos**

#### ***Grupos monoespecíficos em tratamentos com água limpa e poluída***

Levando em consideração todos os eventos observados nas classes comportamentais (avaliação, agressividade e subordinação) ocorridos nos grupos monoespecíficos das três espécies estudadas, observamos que o número de interações agonísticas foi menor nos tratamentos com água poluída para as três espécies (ANOVA,  $F=137,5$ ;  $p=0,0081$ ) (Figura 2).

Em água limpa, o comportamento de avaliação representou 8,3% das interações agonísticas intraespecíficas observadas para *O. niloticus* e ocorreu com frequência média de 1,37 vezes por minuto (= ev./min.). Essa frequência foi significativamente maior ( $p=0,0001$ ) do que a observada para *A. pallidus* (0,20 ev./min.; 1,6% das interações intraespecíficas) e *C. amazonarum* (0,61 ev./min.; 5,7% das interações) (Figura 2A; Tabela 3). *Cichlasoma amazonarum* foi a única das três espécies onde a frequência de eventos de avaliação em água poluída (0,43 ev./min.) não foi diferente na observada em água limpa (0,61 ev./min) ( $p=0,1529$ ).

Para o comportamento de agressividade, as três espécies também apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos com água limpa e poluída (ANOVA,  $F=32,42$ ;  $p < 0,001$ ). Em tratamentos com água limpa, *O. niloticus* se comportou com mais agressividade, com média de 9,7 ev./min. (58,7% das interações agonísticas observadas), enquanto que, sob água poluída, esse número reduziu em média para 5,7 ev./min. e 56,0% das interações agonísticas observadas.

Sob condições de água limpa, *A. pallidus* apresentou 6,85 ev./min. (52,7% das interações agressivas) e *C. amazonarum* 5,2 ev./min. (48,4% das interações agressivas). Em água poluída, ambas as espécies apresentaram reduções drásticas das interações agressivas, sendo que, *Aequidens pallidus* apresentou em média 1,7 ev./min.; mesmo assim, representou 49,5% das interações. Já *C. amazonarum* apresentou interações agressivas em média 2,24 ev./min., representando 45,8% das interações (Figura 2B; Tabela 3).

Nos eventos de subordinação, as três espécies tiveram um comportamento muito semelhante nos tratamentos em água limpa, não havendo diferença significativa entre elas (Figura 1C; Tabela 3). Por outro lado, as três espécies reduziram a frequência de comportamento de

subordinação em água poluída, sem diferença significativa entre *A. pallidus* e *C. amazonarum* (Figura 2C; Tabela 3).

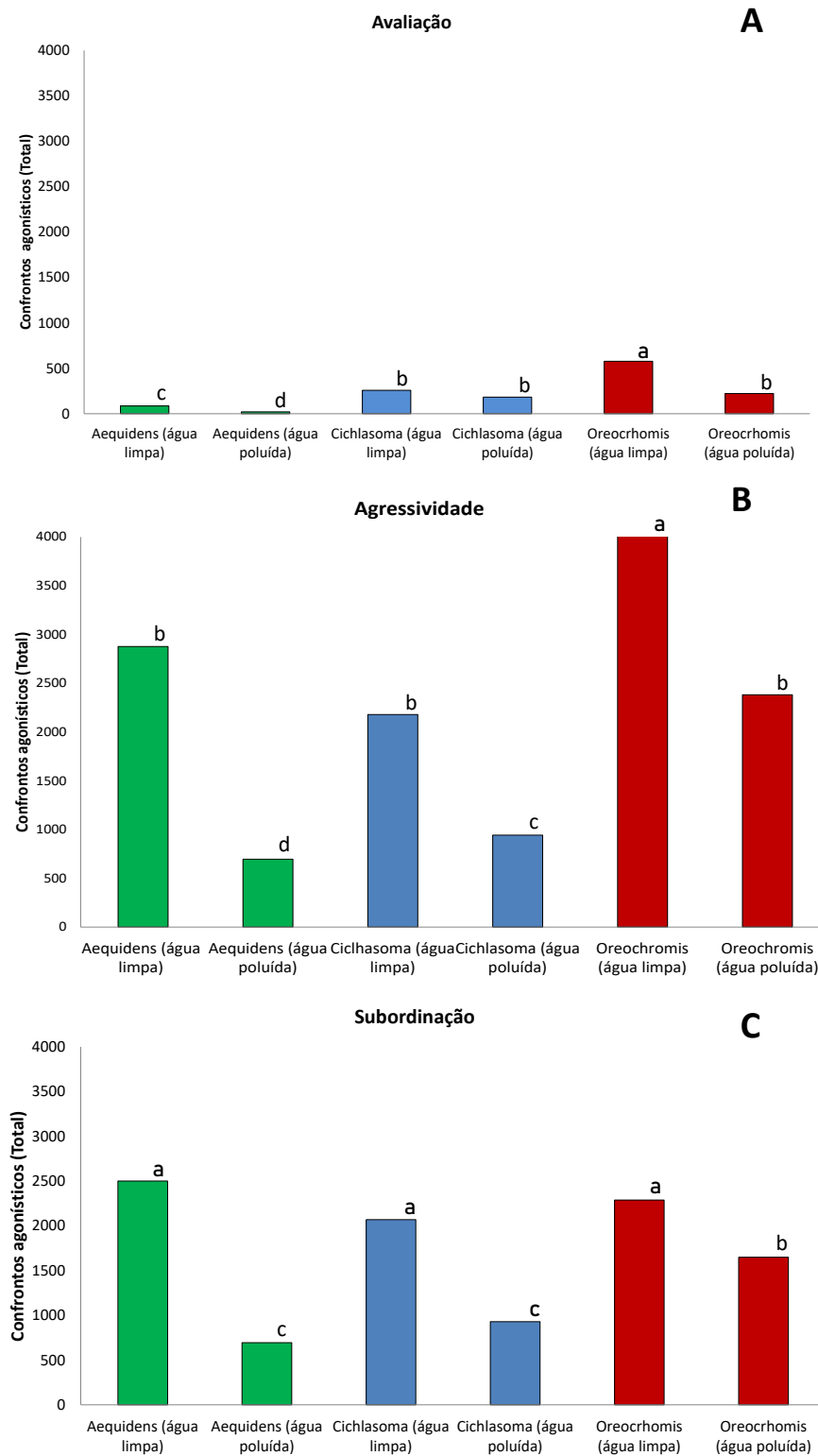




Figura 2. Eventos agonísticos realizados por *A. pallidus*, *C. amazonarum* e *O. niloticus* em grupos monoespecíficos em água limpa e poluída. Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

Tabela 3. Média do número de eventos agonísticos por minuto, número total e frequência percentual de eventos agonísticos com suas respectivas médias e desvios-padrão, observados para as três espécies de ciclídeos em experimento com água limpa e água poluída. N= número de eventos observados.

<i>Aequidens pallidus</i>										
Água limpa						Água poluída				
	Eventos/min.	N	%	Média	DP	Eventos/min.	N	%	Média	DP
Avaliação	<b>0,20</b>	86	1,6	8,6	4,38	<b>0,05</b>	20	1,4	2,0	1,05
Agressividade	<b>6,85</b>	2877	52,7	288,7	138,5	<b>1,65</b>	696	49,4	69,6	10,4
Subordinação	<b>6,55</b>	2501	45,8	250,1	118,8	<b>1,81</b>	694	49,2	69,4	10,4
Total		<b>5464</b>					<b>1410</b>			
<i>Cichlasoma amazonarum</i>										
Água limpa						Água poluída				
	Eventos/min.	N	%	Média	DP	Eventos/min.	N	%	Média	DP
Avaliação	<b>0,61</b>	257	5,7	25,7	6,48	<b>0,43</b>	183	8,9	18,3	4,55
Agressividade	<b>5,19</b>	2180	48,4	218,0	39,4	<b>2,24</b>	943	45,9	94,3	11,4
Subordinação	<b>5,42</b>	2069	45,9	206,9	34,9	<b>2,43</b>	930	45,2	93,0	10,4
Total		<b>4506</b>					<b>2056</b>			
<i>Oreochromis niloticus</i>										
Água limpa						Água poluída				
	Eventos/min.	N	%	Média	DP	Eventos/min.	N	%	Média	DP
Avaliação	<b>1,37</b>	577	8,3	57,7	7,83	<b>0,53</b>	223	5,2	22,3	4,45
Agressividade	<b>9,7</b>	4065	58,7	406,5	86,5	<b>5,67</b>	2383	56,0	238,3	21,4
Subordinação	<b>6,00</b>	2288	33,0	228,8	21,4	<b>4,32</b>	1649	38,8	164,9	20,9
Total		<b>6930</b>					<b>4255</b>			

**Interações agressivas intra- e interespecíficas de *Aequidens pallidus*, *Cichlasoma amazonarum* e *Oreochromis niloticus*, em tratamentos com água limpa e poluída**

#### **Tratamentos com água limpa**

Nos grupos monoespecíficos de *A. pallidus*, em água limpa, o comportamento de agressividade representou 2.877 interações (52,7% das interações observadas) e 2.180 (39,4%) em *C. amazonarum* (Tabela 3). Para os grupos mistos de *A. pallidus* com *C. amazonarum*, embora a incidência de interações agressivas tenha diminuído substancialmente em números absolutos quando comparada com grupos monoespecíficos (N= 890), esses valores ainda representaram 60,7% das interações agonísticas agressivas, contra 575 interações agressivas para

*C. amazonarum* (39,3%) (Figura 3A; Tabela 4). As interações agressivas intraespecíficas em *A. pallidus* representaram 43,9%, enquanto que, em *C. amazonarum* 28,2%. Interações agressivas interespecíficas direcionadas por *A. pallidus* para *C. amazonarum* foram de 16,8%, enquanto que, o inverso (de *C. amazonarum* para *A. pallidus*) foram de 11,1% (Tabela 4).

Para os grupos mistos de *A. pallidus* com *O. niloticus* em água limpa, a incidência de comportamento agressivo também diminuiu substancialmente em números absolutos quando comparado com grupos monoespecíficos (N= 566 em *A. pallidus* e N=771 em *O. niloticus*) (Figura 3A; Tabela 4). As interações agressivas intraespecíficas em *A. pallidus* representaram 28,5%, enquanto que, em *O. niloticus* 46,4%. Interações agressivas interespecíficas de *A. pallidus* em *O. niloticus* foram de 13,8%, enquanto que, o inverso (de *O. niloticus* para *A. pallidus*) foram de 11,3% (Figura 3A; Tabela 4).

Já para os grupos mistos de *C. amazonarum* com *O. niloticus* em água limpa, a incidência de comportamento agressivo também diminuiu em números absolutos quando comparada com grupos monoespecíficos (N= 616 em *C. amazonarum* e N= 844 em *O. niloticus*; Figura 4A; Tabela 4). As interações agressivas absolutas intraespecíficas em *C. amazonarum* representaram 29,6%, enquanto que, em *O. niloticus* foi de 49,4% (Figura 4A; Tabela 4). Interações agressivas interespecíficas de *C. amazonarum* em *O. niloticus* foram de 12,6%, enquanto que, o inverso *O. niloticus* em *C. amazonarum* foram de 8,4% (Figura 4A; Tabela 4).

#### ***Tratamentos com água poluída***

Para os experimentos com água poluída, nos grupos mistos de *A. pallidus* com *C. amazonarum*, o comportamento agressivo diminuiu ainda mais em números absolutos quando comarado com o ocorrido em água limpa (N= 1.098 vs 1465) (Tabela 4). Esses valores representaram 36,0% das interações agonísticas agressivas totais em *A. pallidus*, e 64,0% em *C. amazonarum* (Figura 3B; Tabela 4). As interações agressivas intraespecíficas absolutas em *A. pallidus* representaram 29,0%, enquanto que, em *C. amazonarum* 46,3%. Interações agressivas interespecíficas desferidas por *A. pallidus* em *C. amazonarum* representaram de 7,0%, enquanto que a comportamentos agressivos desferidos por *C. amazonarum* em *A. pallidus* representaram 17,8% (Tabela 4).

Para os grupos mistos de *A. pallidus* com *O. niloticus* em água poluída, a incidência de comportamento agressivo em números absolutos foi de N= 1.327, e ficou muito próximo ao observado nas interações em grupos mistos dessas espécies em água limpa (N= 1.337) (Figura

3B; Tabela 4). As interações agressivas intraespecíficas em *A. pallidus* representaram 28,3%, enquanto que, em *O. niloticus* 57,6%. Interações agressivas interespecíficas desferidas por *A. pallidus* em *O. niloticus* foram de 2,3%, enquanto que de *O. niloticus* em *A. pallidus* foram de 11,7% (Figura 3B; Tabela 4).

Já para os grupos mistos de *C. amazonarum* com *O. niloticus* em água poluída, a incidência de comportamento agressivo foi de N=2.182, sendo superior às observadas nas interações dessas duas espécies em água limpa (N= 1.460) (Figura 4B; Tabela 4). As interações agressivas intraespecíficas absolutas em *C. amazonarum* representaram 32,2%, enquanto que, em *O. niloticus* 53,9% (Tabela 4). Interações agressivas interespecíficas desferidas por *C. amazonarum* em *O. niloticus* foram de 8,4%, enquanto que de *O. niloticus* em *C. amazonarum* foram de 5,4% (Figura 4B; Tabela 4).

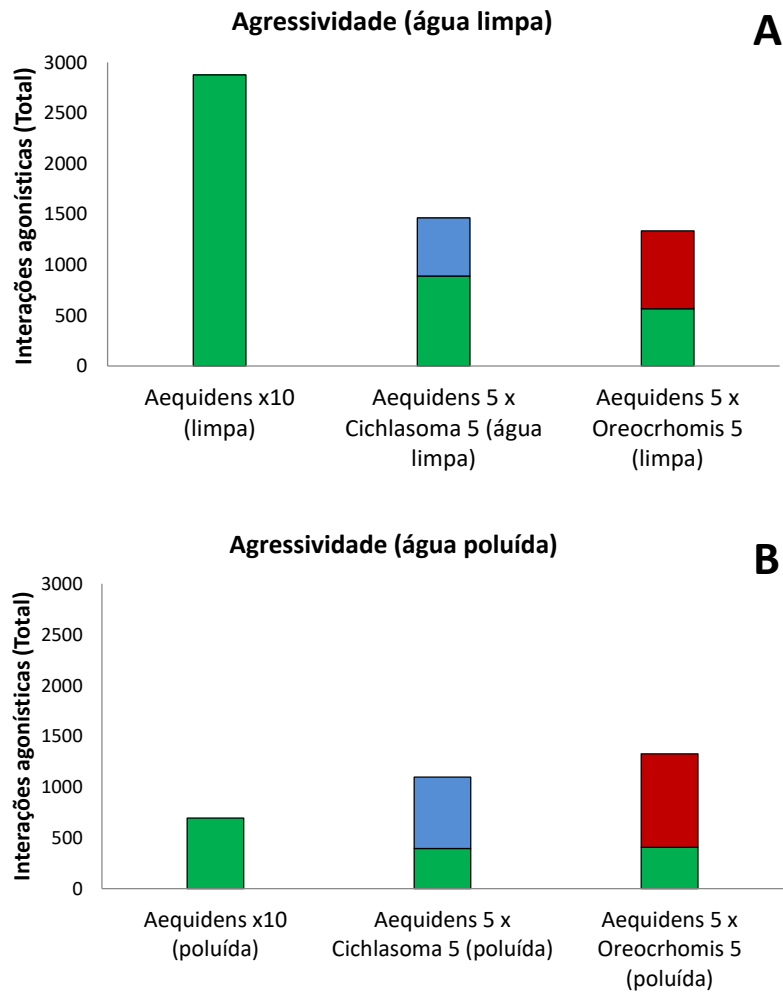


Figura 3. Comparação do comportamento agressivo de *A. pallidus* (em verde) em grupos monoespecíficos e mistos com *C. amazonarum* (azul) e *O. niloticus* (vermelho).

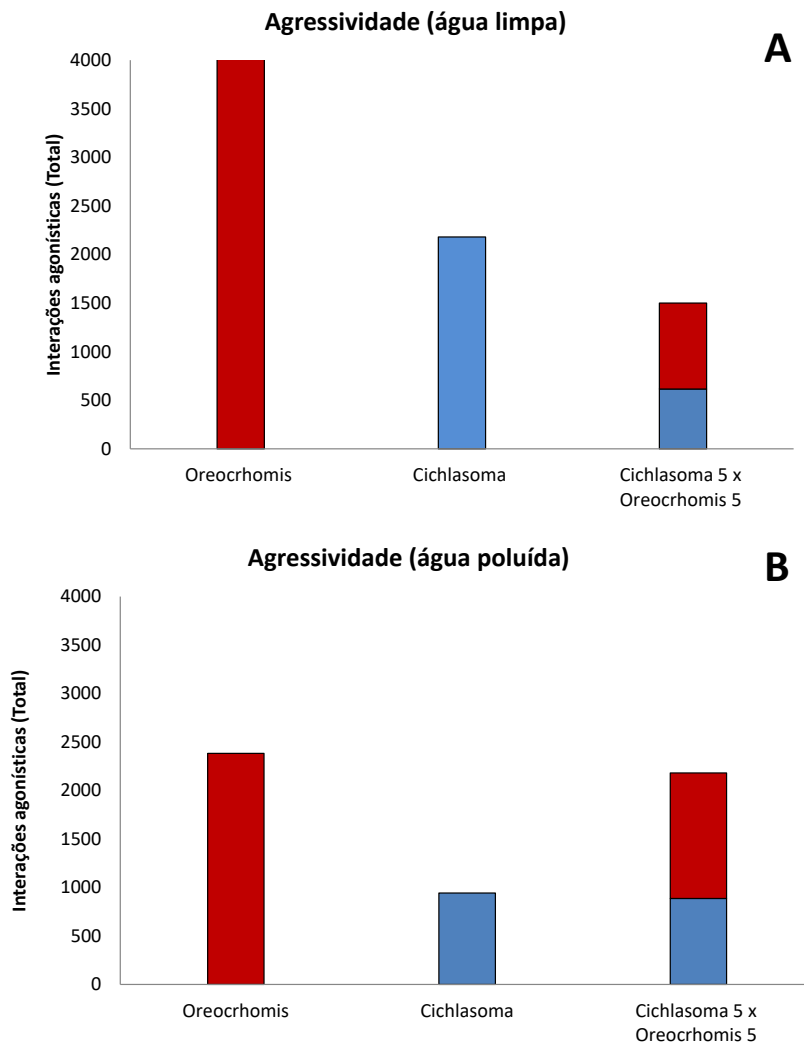


Figura 4. Comparação do comportamento agressivo em grupo monoespecíficos e mistos de *C. amazonarum* (em azul) e *O. niloticus* (em vermelho) em água limpa e poluída.

Tabela 4. Frequência absoluta (N) e percentual (%) das interações agressivas observadas em grupos mistos de *Aequidens pallidus* (Aeq.), *Cichlasoma amazonarum* (Cic.) e *Oreochromis niloticus* (Ore.) em água limpa e poluída.

	Água limpa					Água poluída				
	Intra. Aeq.	Intra. Cic.	Intere. Aeq. → Cic.	Intere. Cic. → Aeq.	Total	Intra. Aeq.	Intra. Cic.	Intere. Aeq. → Cic.	Intere. Cic. → Aeq.	Total
N	644	413	246	162	<b>1465</b>	319	508	77	194	<b>1098</b>
%	43,96	28,19	16,79	11,06	<b>100,00</b>	29,05	46,27	7,01	17,67	<b>100,00</b>
	Aeq.	Ore.	Aeq. → Ore.	Ore. → Aeq.	Total	Aeq.	Ore.	Aeq. → Ore.	Ore. → Aeq.	Total
N	381	620	185	151	<b>1337</b>	376	764	31	156	<b>1327</b>
%	28,50	46,37	13,84	11,29	<b>100,00</b>	28,33	57,57	2,34	11,76	<b>100,00</b>
	Cic.	Ore.	Cic. → Ore.	Ore. → Cic.	Total	Cic.	Ore.	Cic. → Ore.	Ore. → Cic.	Total
N	432	722	184	122	<b>1460</b>	703	1176	184	119	<b>2182</b>
%	29,59	49,45	12,60	8,36	<b>100,00</b>	32,22	53,90	8,43	5,45	<b>100,00</b>

#### **Sobrevivência em grupos monoespecíficos de *A. pallidus*, *C. amazonarum* e *O. niloticus* nos tratamentos com água limpa e poluída**

A sobrevivência em grupos monoespecíficos variou entre as espécies nos diferentes tratamentos. Para *A. pallidus* a sobrevivência nos tratamentos com água limpa foi de 58,0 % dos indivíduos, enquanto que, nos tratamentos com água poluída essa porcentagem baixou para 38,0 % (Figura 5A).

*Cichlasoma amazonarum* apresentou uma sobrevivência de 85,0 % em tratamentos com água limpa, baixando para 71,0 % em tratamentos com água poluída (Figura 5B). Já *O. niloticus* apresentou as maiores taxas de sobrevivência, 87,0 % em água limpa e 89,0% em água poluída (Figura 5C).

#### **Sobrevivência em grupos mistos de *A. pallidus*, *C. amazonarum* e *O. niloticus* nos tratamentos com água limpa e poluída**

Nos experimentos com grupos mistos de *A. pallidus* e *C. amazonarum* em água limpa, a sobrevivência de *A. pallidus* foi de 93,0%, enquanto que *C. amazonarum* teve uma sobrevivência de 85,0% (Figura 6A). Nos experimentos com água poluída, a sobrevivência de *A. pallidus* diminuiu para 72,0%; enquanto que *C. amazonarum* foi de 92,0% (Figura 6A).

Nos grupos mistos de *A. pallidus* com *O. niloticus* em água limpa, houve uma sobrevivência de 96,0% em *A. pallidus* e 90,0 % de *O. niloticus*, enquanto que, em água poluída

*A. pallidus* teve uma sobrevivência de 64,0% e *O. niloticus* apresentou os mesmos 90,0% observados sob água limpa (Figura 6B).

Nos grupos mistos de *C. amazonarum* e *O. niloticus* em água limpa, a sobrevivência de *C. amazonarum* foi de 95,0%, enquanto que, de *O. niloticus* foi de 83,0% (Figura 6C). Em água poluída a sobrevivência de *C. amazonarum* foi de 96,0% e para *O. niloticus* 81,0% (Figura 6C).

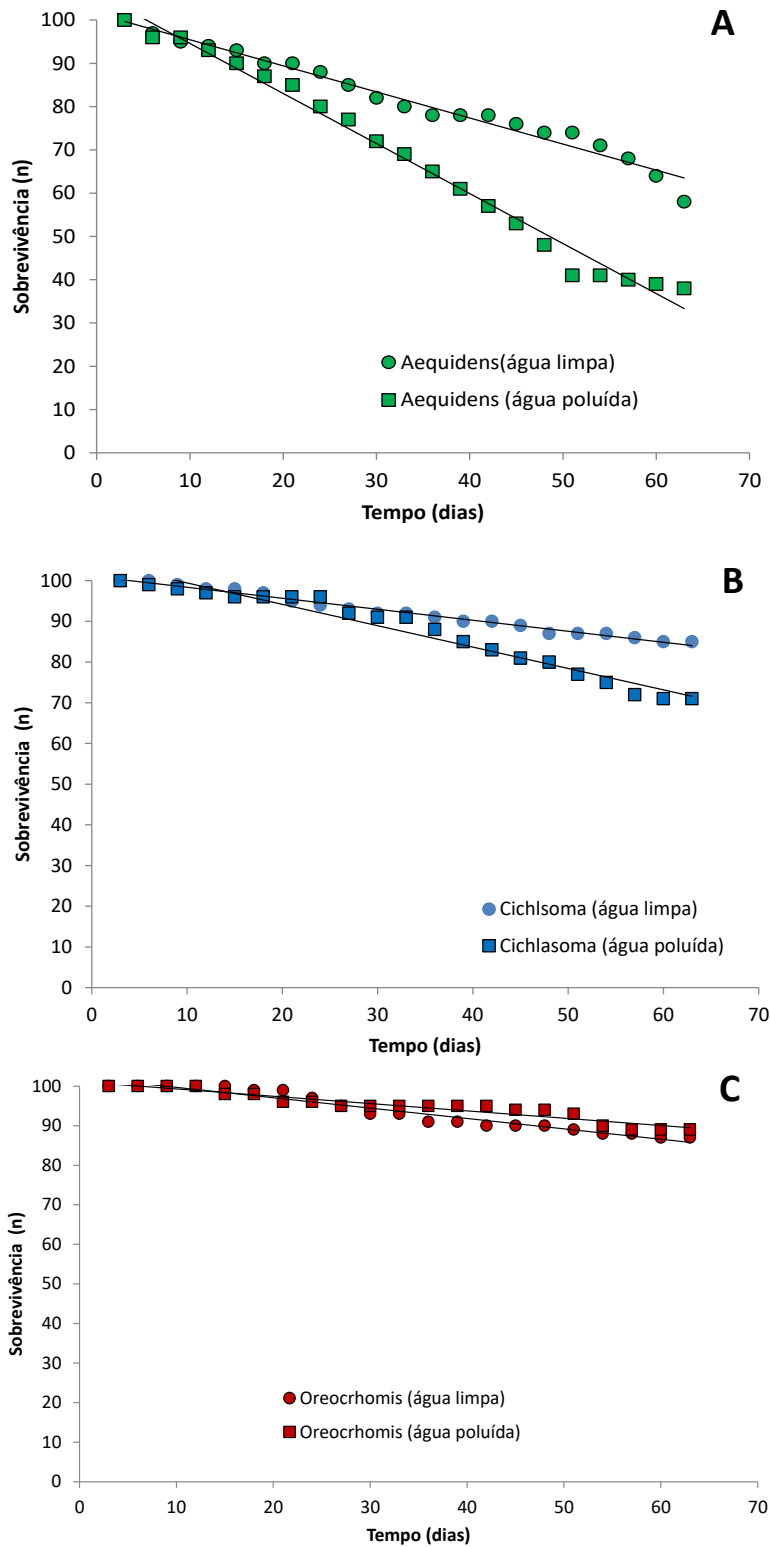


Figura 5. Sobrevivência de *Aequidens pallidus* (A), *Cichlasoma amazonarum* (B) e *Oreochromis niloticus* (C), em grupos monoespecíficos, nos tratamentos com água limpa e poluída, ao longo de 63 dias de realização de cada experimento.



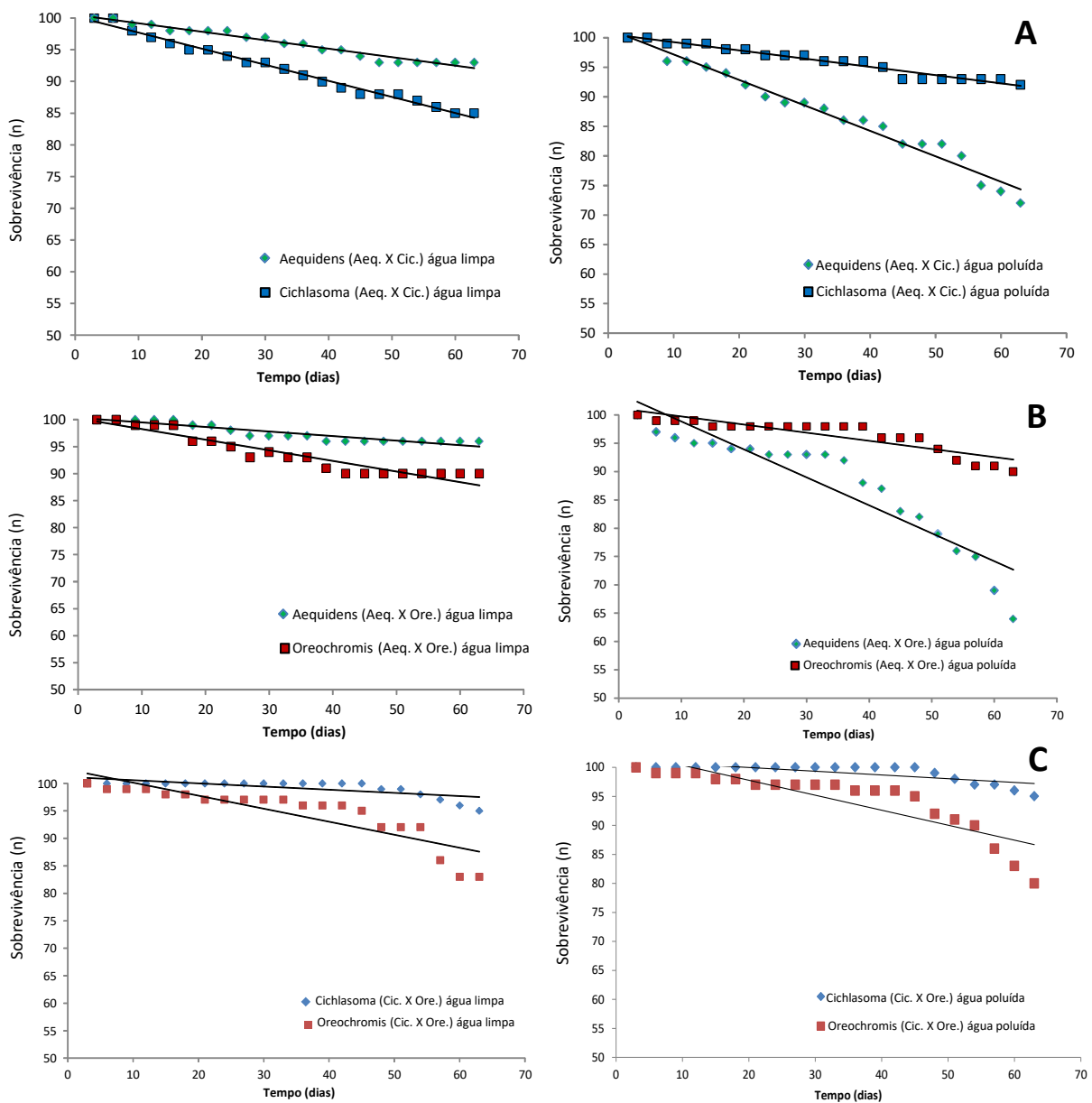


Figura 6. Sobrevivência de *Aequidens pallidus* (verde), *Cichlasoma amazonarum* (azul) e *Oreochromis niloticus* (vermelho) em grupos mistos nos tratamentos com água limpa e poluída, ao longo de 63 dias de realização de cada experimento.

## DISCUSSÃO

### *Interações sociais entre ciclídeos nativos e não-nativos em experimentos com grupos monoespecíficos em água limpa e poluída*

Os resultados deste estudo revelam que as três espécies de ciclídeos aqui analisadas, *A. pallidus* (nativa), *C. amazonarum* e *O. niloticus* (não nativas) ocorrentes nos igarapés da zona urbana da cidade de Manaus diferem em seus comportamentos agonísticos, principalmente de agressividade, mas também de avaliação e subordinação, e isso varia de acordo com a qualidade da água (limpa ou poluída) e com as espécies envolvidas nas interações.

Em experimentos monoespecíficos em água limpa, *O. niloticus* demonstrou frequências absolutas de eventos agonísticos mais altas, tanto de agressão quanto de avaliação, quando comparada com *A. pallidus* e *C. amazonarum*, mas exibiu uma frequência no comportamento de subordinação semelhante as essas duas espécies. Taxas mais altas de comportamentos agressivos e de avaliação exibidos por *O. niloticus* em comparação com *A. pallidus* e *C. amazonarum* sugerem que *O. niloticus* é mais agressiva que as outras espécies.

A ausência de diferenças significativas entre as três espécies na taxa de comportamento de subordinação sugere que em *O. niloticus* a maior frequência de interações agressivas não causa uma maior taxa de subordinação, o que poderia demonstrar o estabelecimento de uma hierarquia de dominância entre os indivíduos. Por outro lado, observou-se que os juvenis de *O. niloticus* que participaram de interações agonísticas agressividade assumiram uma coloração mais escura na região inferior da cabeça (região gular), o que pode estar relacionado a uma sinalização visual de agressividade.

As altas taxas de agressividade entre juvenis das três espécies de ciclídeos aqui analisadas revelam que essas espécies desde jovens apresentam um comportamento de agressão bastante elevado, o que pode representar uma característica nata e independente de outros fatores como o sexo do animal (BALSHINE-EARN & LOTEM, 1998, CARVALHO & GONÇALVES-DE-FREITAS, 2008), a fase reprodutiva (YAMAMOTO *et al.*, 1999; JAROENSUTASINEE & JAROENSUTASINEE, 2003), os níveis hormonais (VILLARS, 1983; MUNRO & PITCHER, 1985), interações sexuais entre peixes adultos, como observado para a tilápia do Nilo *O. niloticus* (CARVALHO & GONÇALVES-DE-FREITAS, 2008), intensidade luminosa modulando a

interação agonística de espécies de ciclídeos (CARVALHO, *et al.*, 2012), ou um efeito de diferenças no tamanho dos indivíduos (CHIFAMBA & MAURU, 2017).

Nos experimentos monoespecíficos em água poluída, verificamos uma redução significativa do número de interações agressivas dos juvenis das três espécies analisadas, quando comparado com experimentos similares em água limpa. A frequência absoluta de interações agressivas apresentou uma redução evidente em *A. pallidus* e *C. amazonarum* em águas poluídas, demonstrando que a qualidade da água pode afetar substancialmente (junto com outros fatores) a agressividade dessas espécies. Já em *O. niloticus*, apesar da redução significativa da agressividade em água poluída, quando comparada com água limpa, a quantidade de interações agressivas demonstradas dessa espécie em água poluída representou mais que o dobro das interações agressivas de *C. amazonarum* e o triplo de *A. pallidus*. Esses resultados demonstram que *O. niloticus* mantém níveis muito elevados de agressividade entre os indivíduos, mesmo em água poluídas.

Nos parece compreensível nos experimentos monoespecíficos em água poluídas, que o comportamento agonístico da espécie nativa (*A. pallidus*) seja afetado mais fortemente com a poluição da água. SILVA (2020) avaliou os efeitos toxicológicos das águas de igarapés urbanos de Manaus sobre a saúde de *A. pallidus*, por meio de experimentos *in situ* em um período de 7 dias, e verificou a alta sensibilidade dessa espécie nativa frente a ambientes degradados, e que igarapés poluídos podem prejudicar fortemente a saúde dos indivíduos. Para *C. amazonarum* (alóctone), até onde sabemos, não existem estudos do comportamento dessa espécie em ambientes poluídos, embora seja uma espécie amplamente distribuída principalmente em lagos de várzea da Amazônia Central (SOARES *et al.*, 2007), mas encontrada invadindo igarapés urbanos degradados de Manaus (BELTRÃO, 2007; BELTRÃO *et al.*, 2018). De alguma forma, esta espécie alóctone ocorrente em igarapés eutrofizados (ver Capítulo 1 desta Tese) tolera águas poluídas, e esta rusticidade precisa ser melhor avaliada em estudos posteriores. Já para *O. niloticus* há evidências da tolerância à poluição em diversos estudos (*e.g.* OMAR *et al.*, 2015; ABDEL-KHALEK *et al.*, 2016; TAVARES-DIAS, 2016).

### ***Interações sociais entre ciclídeos nativos e não-nativos em grupos heteroespecíficos em água limpa e poluída***

Nos experimentos envolvendo grupos mistos de ciclídeos em água limpa, as interações de *A. pallidus* (nativa) com *C. amazonarum* (alóctone) demonstraram uma redução considerável na frequência absoluta de interações agressivas, quando comparados aos experimentos em grupos monoespecíficos dessas mesmas espécies, tanto de *A. pallidus* (2.877 interações em grupos uniformes, e 890 em grupos mistos), quanto de *C. amazonarum* (2.180 interações em grupo uniformes, e 575 em grupos mistos).

Para efeito de comparação, grupos monoespecíficos de *A. pallidus* em água limpa tiveram uma frequência absoluta de eventos agressivos maior (N= 2.877 interações), quando comparada a de grupos mistos confrontados com *C. amazonarum* (890 interações). Em grupos mistos de *A. pallidus* com *C. amazonarum*, em água poluída, as interações agonísticas apresentaram uma menor frequência, com menor quantidade absoluta de ataques agressivos de *A. pallidus* do que de *C. amazonarum* (ver Resultados, Tabela 4), o que indica que *C. amazonarum* tolera ambientes poluídos, enquanto que *A. pallidus* demonstrou menor atividade nessas águas. Grande parte dos indivíduos de *A. pallidus* (cerca de ~80,0%) foram observados geralmente no fundo dos aquários com pouca movimentação, inclusive nas horas de alimentação. Essa menor atividade observada em *A. pallidus* em águas poluídas é corroborada por estudos realizados em igarapés impactados (poluídos) de Manaus, revelando que indivíduos de *Aequidens pallidus* expostos à água dos igarapés impactados, manifestaram respostas bioquímicas, genotóxicas e teciduais em apenas sete dias de exposição em igarapés *in situ*, o que sugere uma alta sensibilidade da espécie frente a ambientes degradados (SILVA, 2020).

Já as interações agonísticas agressivas em grupos mistos de *A. pallidus* confrontado com *O. niloticus*, revelaram que *O. niloticus* apresentou mais que o dobro de eventos agressivos, mas grande parte dessas agressões ocorreram entre indivíduos da própria espécie, com poucos ataques de *O. niloticus* em *A. pallidus*.

Nos experimentos mistos (quando as espécies são confrontadas em pares), houve uma maior frequência de interações agonísticas intraespecíficas (ou seja, entre indivíduos da mesma espécie), tanto em água limpa como poluída. As interações agonísticas intraespecíficas foram muito superiores (até três ou quatro vezes mais frequentes) do que entre os indivíduos de espécies diferentes (interespecíficas). *Aequidens pallidus* protagonizou mais eventos agressivos

em água limpa quando confrontado com *C. amazonarum* e *O. niloticus*, enquanto que *C. amazonarum* dominou os confrontos com *O. niloticus* em água limpa.

Em água poluída tanto *C. amazonarum* quanto *O. niloticus* foram mais agressivas quando confrontados com *A. pallidus*, sendo que *C. amazonarum* apresentou mais que o dobro de agressividade em *A. pallidus*, e *O. niloticus* realizou cinco vezes mais eventos agressivos sobre *A. pallidus*. Isso pode indicar que *A. pallidus* provavelmente seja mais sensível aos efeitos negativos gerados pela água poluída, como indicado por (SILVA, 2020) em seus experimentos de campo. Já *C. amazonarum* se saiu melhor que *O. niloticus* em água poluída.

*Oreochromis niloticus* apresentou agressividade significativa maior quando comparada com *A. pallidus* e *C. amazonarum*, contudo esta agressividade foi mais focada em interações interespecíficas. Se considerarmos confrontos agonísticos em ambientes naturais das três espécies aqui analisadas, nos parece que os efeitos de agressão entre as espécies são menos severos que a qualidade da água (limpa e poluída), principalmente em *A. pallidus*, e que a qualidade da água tem um papel importante na modulação das interações agressivas. A proporção menor de confrontos interespecíficos, quando comparados aos intraespecíficos, também sugere que haja uma baixa competição direta entre essas três espécies de ciclídeos na natureza, tanto por alimento, como locais de forrageamento, abrigo ou nidificação, como detalhado por MARTIN *et al.*, (2010), HUANG *et al.*, (2016), MAGELLAN & GARCÍA-BERTHOU (2016).

Assim, é muito provável que nos igarapés de Manaus não haja substituição da espécie nativa (*A. pallidus*) por competição interespecífica por recursos (competição por exploração) (*e.g.* MARTIN *et al.*, 2010; CHIBUCOS *et al.*, 2015; RAYMOND *et al.*, 2015; SAVVIDES *et al.*, 2015; ARCHUNDIA & ARCE 2018). Também é provável que não hajam interações agonísticas na disputa por espaço/alimentação, denominada competição por interferência (RAYMOND *et al.*, 2015; SAVVIDES *et al.*, 2015; ARCHUNDIA & ARCE 2018). Na verdade, é mais provável que ocorra a substituição da espécie nativa (*A. pallidus*) por *C. amazonarum* (alóctone) e *O. niloticus* (exótica) após a vacância de nicho resultante do deslocamento da espécie nativa, ou sua extirpação local, como resultado da degradação ambiental e poluição.

Embora *Oreochromis niloticus* e *C. amazonarum* sejam espécies onívoras (SOARES *et al.*, 2007; TAVARES-DIAS, 2016), semelhante à espécie nativa *A. pallidus* (KNNOPPEL, 1970; ZUANON *et al.*, 2015), uma provável competição pelos mesmo alimentos pode ocorrer, mas a abundância de alimento encontrada pelas espécies não nativas em ambientes poluídos (excesso de

matéria orgânica nos igarapés com grande aporte de esgotos; WAICHMAN & BORGES, 2003; COUCEIRO, 2005; COUCEIRO, *et al.*, 2006; BELTRÃO, 2007), mantém uma biomassa substancial dessas duas espécies de ciclídeos não nativas nesses ambientes poluídos (ver resultados Capítulo 1 desta Tese). Porém, não é possível descartar a possibilidade no futuro dessas espécies não nativas invadirem ambientes naturais dessa região da Amazônia, dado que já existem certas incursões dessas espécies (principalmente de *C. amazonarum*) em ambientes com água limpa de alguns fragmentos florestais urbanos de Manaus (ver resultados Capítulo 1 desta Tese).

Outro resultado obtido no presente estudo foi a baixa sobrevivência de *A. pallidus* em grupos monoespecíficos testados em água poluída, sofrendo muito mais perdas em função da poluição do que as espécies não nativas. Dado que a agressividade de *A. pallidus* diminui para cerca de 1/4 em água poluída, quando comparado com a agressividade da espécie (grupos monoespecíficos) em água limpa, é provável que a mortalidade dessa espécie seja melhor explicada pelos efeitos negativos diretos da poluição. Em grupos mistos houve certa estabilidade na sobrevivência de indivíduos de *A. pallidus* em água limpa, porém nos experimentos em água poluída também houve uma sobrevivência menor dessa espécie. Esta sobrevivência maior de *A. pallidus* em água limpa e a menor sobrevivência nos experimentos com água poluída evidenciam claramente os efeitos negativos proporcionalmente maiores da perda da qualidade da água, e não de confrontos diretos interespecíficos, no processo de substituição de espécies de ciclídeos nos igarapés urbanos de Manaus, o que reforça os resultados obtidos no primeiro capítulo desta Tese.

### **O futuro de *Aequidens pallidus* e de outras espécies nativas nos igarapés urbanos de Manaus**

Os resultados aqui apresentados e discutidos revelam que pode haver um futuro sombrio para o ciclídeo nativo *Aequidens pallidus* e outras espécies naturalmente encontradas em igarapés situados em áreas urbanas de Manaus (e, provavelmente, de espécies nativas em situação semelhante em riachos urbanos na Amazônia). A extirpação local de *A. pallidus* e de outras espécies de peixes nativos nos igarapés urbanos pode trazer consequências graves para a estabilidade da diversidade biológica em sistemas aquáticos em áreas urbanas, com reflexos na cadeia alimentar, no fluxo de energia, no balanço de carbono (TAYLOR *et al.*, 2004; TAYLOR

*et al.*, 2006; ANJOS, 2013) e até mesmo na incidência de doenças transmitidas por outros organismos para a população humana local (SNVS, 2006).

Os resultados obtidos no presente estudo indicam que *A. pallidus* possa ter uma alta sensibilidade à degradação ambiental, visto que sua sobrevivência decaiu substancialmente tanto que grupos monoespecíficos como em heteroespecíficos em águas poluídas, quando comparados aos grupos mantidos em água limpa. Os efeitos desencadeados pela deterioração da qualidade da água dos igarapés urbanos impactados podem trazer consequências ecológicas severas e prejudicar os sistemas ecológicos da área urbana. Esses resultados reforçam a necessidade de tomada de medidas que visem à melhoria da qualidade dos ambientes urbanos de Manaus, no intuito de conter seus efeitos prejudiciais e promover a saúde das espécies nativas e, por consequência, a saúde humana.

Se continuarmos negligenciando a presença de espécies não nativas em igarapés urbanos é possível que ocorra uma estabilidade dessas populações, com posterior invasão de ambientes naturais da Amazônia, dado o já conhecido elevado potencial invasivo de da tilápia-do-Nilo *O. niloticus* em todos os continentes do planeta (exceto Antártida) (*e.g.* ZAMBRANO *et al.*, 2006). É preciso que as autoridades competentes, tomadores de decisão e ambientalistas tenham em mente projetos de erradicação dessas espécies não nativas em ambientes urbanos degradados de Manaus. A erradicação de espécies invasoras, uma vez disseminadas nos ambientes naturais, pode ser extremamente difícil de ser realizada e altamente onerosa, porém, não impossíveis de acontecer. Embora seja possível erradicar essas espécies não nativas por meio da captura seletiva com diferentes métodos e apetrechos de pesca, a estratégia mais promissora consiste na melhoria e revitalização dos igarapés urbanos, gerando a melhoria da qualidade da água, a restauração da diversidade de habitats e a restituição da dinâmica hidrológica natural desses sistemas aquáticos. Essa estratégia possibilitaria a recolonização dos igarapés urbanos pelas espécies nativas, seja de forma espontânea ou induzida, e poderá ajudar a criar uma consciência ambiental entre os habitantes das cidades a respeito da importância da manutenção de um meio ambiente urbano saudável tanto para a população humana, quanto para a biodiversidade originalmente presentes naquela área ou região.

## CONCLUSÕES

- 1) Os resultados deste estudo nos revelam a existência de efeitos bem marcantes da poluição nos eventos agonísticos das três espécies de ciclídeos aqui analisadas. De acordo com as classes comportamentais (avaliação, agressividade e subordinação), ficou evidente que em grupos monoespecíficos das três espécies quando expostos a água poluída, o número de interações entre os indivíduos foi menor, quando comparados a grupos das mesmas espécies testados em água limpa.
- 2) Grupos de *Aequidens pallidus* quando testados em água poluída manifestaram respostas de agressividade significativamente menores, quando comparados, a grupos de *Cichlasoma amazonarum* e *Oreochromis niloticus* expostos ao mesmo tipo de água. Isso indica que estas últimas duas espécies podem tolerar melhor os ambientes alterados, enquanto que a primeira é mais sensível a esse tipo de impacto.
- 3) Os efeitos desencadeados pela poluição podem inviabilizar a sobrevivência de *Aequidens pallidus* nos igarapés urbanos alterados e poluídos, o que pode ser observado pela menor sobrevivência em grupos expostos à água poluídas, quando comparados a grupos expostos em água limpa. Isso corrobora a distribuição observada da espécie no gradiente de integridade dos igarapés urbanos de Manaus, analisados no Capítulo 1 desta tese.
- 4) *Aequidens pallidus*, *C. amazonarum* e *O. niloticus* em água limpa apresentaram níveis de agressividade alto em grupo monoespecíficos, porém, quando expostos em grupos heteroespecíficos (nas três combinações possíveis) o nível de agressividade de todas elas foi mais baixo, e a maior parte da agressividade foi relacionada a confrontos intraespecíficos. Nesse sentido, parece que a competição por exploração e por interferência é baixa entre as espécies em ambientes naturais.
- 5) O desaparecimento do ciclídeo nativo *Aequidens pallidus* nos igarapés poluídos deve ser resultado da perda de qualidade da água, e pode trazer consequências severas ao equilíbrio ecológico dos pequenos sistemas de igarapés da região da Amazônia Central.
- 6) Estes resultados reforçam a necessidade da tomada de medidas que visem à redução da poluição nos igarapés de Manaus, no intuito de conter seus efeitos e evitar uma perda irreparável da biodiversidade aquática nesses sistemas. Essas medidas podem evitar o desaparecimento definitivo não apenas desta espécie, mas de outras espécies nativas que habitam os igarapés



urbanos, bem como melhorar a qualidade de vida da população humana que habita nas proximidades da malha de drenagem da área urbana.

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-KHALEK, A.A.; ELHADDAD, E.; MAMDOUH, S.; MARIE, M.A.S. 2016. Assessment of Metal Pollution around Sabal Drainage in River Nile and its Impacts on Bioaccumulation Level, Metals Correlation and Human Risk Hazard using *Oreochromis niloticus* as a Bioindicator. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 16: 227-239.
- ADAMO, S.A.; PARSONS, N.M. 2006. The emergency life-history stage and immunity in the cricket, *Gryllus texensis*. **Animal Behaviour**, 72: 235-244.
- ALCESTE, C.; JORRY, D. 1998. Análisis de las tendencias actuales en comercialización de tilapia en los Estados Unidos de Norte América y la Union Europea. In: **Congresso Sulamericano De Aquicultura**, Recife. Anais: SIMBRAQ, p.349.
- ALVARENGA, C.M.D.; VOLPATO, G.L. 1995. Agonistic profile and metabolism in alevins of the Nile tilapia. **Physiology and Behavior**, 57: 75-80.
- ANJOS, M.B. 2013. Fontes autotróficas de energia para ictiofauna de riachos de floresta de terra firme pertencentes a bacia de drenagem do Rio Preto da Eva, Amazonas, Brasil. **Tese de Doutorado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 100p.
- ARCHUNDIA, M.; ARCE, E. 2018. Fighting behaviour in native fish: the Mexican mojarra (*Cichlasoma istlanum*) wins when confronted with the non-native convict cichlid fish (*Amatitlania nigrofasciata*). **Journal of Ethology**. <https://doi.org/10.1007/s10164-018-0569-5>
- ARNOTT, G.; ELWOOD, R.W. 2009. Assessment of fighting ability in animal contests. **Animal Behaviour**, 77:991–1004. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2009.02.010>
- BALSHINE-EARN, S.; LOTEM, A. 1998. Individual recognition in a cooperatively breeding cichlid: evidence from video playback experiments. **Behaviour**, 135: 369-386
- BELTRÃO, H.D.B. 2007. Efeitos da Fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 101p.
- BELTRÃO, H.; MAGALHÃES, E.R.S.; COSTA, S.; LOEBENS, S.C.; YAMAMOTO, K.C. 2018. Ictiofauna do maior fragmento florestal urbano da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e à poluição. **Neotropical Biology and Conservation**, 13(2):124-137.
- BEECHING, S.C. 1992. Visual assessment of relative body size in a cichlid fish, the oscar, *Astronotus ocellatus*. **Ethology**, 90: 177-186.
- BESSA, J.D.O. 2003. Ocorrência e distribuição de espécies de peixes exóticas e alóctones em igarapés e rios do Estado do Amazonas - Brasil. **Monografia**- Universidade Federal do Amazonas/Faculdade de Ciências Agrárias. 45p.

BIJUKUMAR, A.; SMRITHY, R.; SURESHKUMAR, U.; GEORGE, S. 2015. Invasion of South American suckermouth armoured catfishes *Pterygoplichthys* spp. (Loricariidae) in Kerala, India - a case study. **Journal of Threatened Taxa**. 7(3): 6987–6995

BLANCHET, S.; DODSON, J.J.; BROSSE, S. 2006. Influence of habitat structure and fish density on Atlantic salmon *Salmo salar* L. territorial behaviour. **Journal of Fish Biology**, 68: 951-957.

CARVALHO, T.B.; HA, J.C.; GONÇALVES-DE-FREITAS, E. 2012. Light intensity can trigger different agonistic responses in juveniles of three cichlid species. **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**, 45(2):1-10. DOI:10.1080/10236244.2012.690564

CARVALHO, T.B.; GONÇALVES-DE-FREITAS, E. 2008. Sex group composition, social interaction, and metabolism in the fish Nile tilapia. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 807-812.

CASSEMIRO, F.A.S.; BAILLY, D.; GRAÇA, W.J.; AGOSTINHO, A.A. 2017. O potencial invasivo das tilápias (Osteichthyes, Cichlidae) nas Américas. **Hydrobiologia** <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>

CECCARELLI, P. S., SENHORINI, J. A.; VOLPATO, G. 2000. Dicas em Piscicultura: Perguntas e Respostas. **Gráfica Santana**. Botucatu, SP. 247p.

CHEN, Y.; SUN, C.; ZHAN, A. 2017. Biological invasions in aquatic ecosystems in China. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 20(4):402–412.

CHIBUCOS K.; WOFORD, S.J.; MOORE, P.A. 2015. Hierarchical decision making: resource distribution exhibits stronger effect on crayfish dominance relationships and shelter occupation than prior social experience and resource ownership. **Behaviour** 152:1063–1082. <https://doi.org/10.1163/1568539X-00003292>

CHIFAMBA, P.C.; MAURU, T. 2017. Comparative aggression and dominance of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) and *Oreochromis mortimeri* (Trewavas, 1966) from paired contest in aquaria. **Hydrobiologia**, 788:193–203. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2997-y>

COUCEIRO, S.R.M. 2005. Efeito do desmatamento e da poluição sobre a riqueza, densidade e composição de macroinvertebrados aquáticos de igarapés urbanos de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. 98p.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N. LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. 2006. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**. doi 10.1007/s10750-006-0373-z

DORIA, C.R.C.; AGUDELO, E.; AKAMA, A.; BARROS, B.; BONFIM, M.; CARNEIRO, L.; BRIGLIA-FERREIRA, S.R.; NOBRE-CARVALHO, L.; BONILLA-CASTILLO, C.A.; CHARVET, P.; DOS SANTOS-CATÂNEO, D.T.B.; DA SILVA, H.P.; GARCIA-DÁVILA,

C.R.; DOS ANJOS, H.D.B.; DUPONCHELLE, F.; ENCALADA, A.; FERNANDES, I.; FLORENTINO, A.C.; GUARIDO, P.C.P.; DE OLIVEIRA-GUEDES, T.L.; JIMENEZ-SEGURA, L.; LASSO-ALCALÁ, O.M.; MACEAN, M.R.; MARQUES, E.E.; MENDES-JÚNIOR, R.N.G.; MIRANDA-CHUMACERO, G.; NUNES, J.L.S.; OCCHI, T.V.T.; PEREIRA, L.S.; CASTRO-PULIDO, W.; SOARES, L.; SOUSA, R.G.C.; TORRENTE-VILARA, G.; VANDAMME P.A.; ZUANON, J.; VITULE, J.R.S. 2021. The Silent Threat of Non-native Fish in the Amazon: ANNF Database and Review. **Front. Ecol. Evol.** 9:646702. doi: 10.3389/fevo.2021.646702

DORIA, C.R.C.; ATHAYDE, S.; MARQUES, E.E.; LIMA, M.A.L.; DUTKA-GIANELLI, J.; RUFFINO, M.L. 2017. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, 47:453–465. doi: 10.1007/s13280-017-0994-7

DUDGEON, D.; ARTHINTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, A.H.P.R.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J; SULLIVAN, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biol. Rev. Camb. Philos Soc.**, 81 (2): 163-182. DOI: 10.1017/S1464793105006950

ELLENDER, B.R.; WEYL, O.L.F. 2014. A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. **Aquatic Invasions**. Vol.9, Issue 2: 117–132.

ESPIRITO-SANTO, H.M.V. 2007. Variação temporal da ictiofauna em igarapés de terra-firme, Reserva Ducke, Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas. 44p.

FISHBASE, 2022. **Organização das Nações Unidas**. <https://www.fishbase.se/search.php>, Acessado em 14/05/2022.

FLODMARK, L.E.W.; URKE, H.A.; HALLERAKER, J.H.; ARNEKLEIV, J.V.; VOLLESTAD, L.A.; POLÉO, A.B.S. 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout subjected to a fluctuating flow regime in an artificial stream. **Journal of Fish Biology**, 60: 238-248.

FORRESTER, G.E.; STEELE, M.A. 2004. Predator, prey refuges and the spatial scaling of density-dependent prey mortality. **Ecology**, 85:1332– 1342. <https://doi.org/10.1890/03-0184>

GHERARDI, F., GOLLASCH, S.; MINCHIN, D.; PANOV, V. 2008. Alien invertebrates and fish in European Island waters. **Handbook**. Doi: 10.1007/978-1-4020-8280-1\_6

GOZLAN, R.E.; ANDREOU, D.; ASAEDA, T.; BEYER, K.; BOUHADAD, R.; BURNARD, D. 2010. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. **Fish and Fisheries**, 11: 315–340.

GUARIDO, P.C.P. 2014. Degradação ambiental e presença de espécies de peixes não nativas em pequenos igarapés de terra firme de Manaus, Amazonas. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 58p.

GUREVITCH, J.; PADILLA, D. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?. **Trends in Ecology and Evolution** Vol.19, 9: 470-474.

HAZLETT, B.A.; LAWLER, S.; EDNEY, G. 2007. Agonistic behavior of the crayfish *Euastacus armatus* and *Cherax destructor*. **Mar Freshwater Behav Physiol**, 40:257–266. <https://doi.org/10.1080/1023624070 1562412>

HUANG, J.; ZHENG, X.; WU, Z.; LIU, H.; DENG, F. 2016. Can increased structural complexity decrease the predation of an alien crayfish on a native fish? **Hydrobiologia**, 781:1–7. <https://doi.org/10.1007/s1075 0-016-2844-1>

JAROENSUTASINEE, M.; JAROENSUTASINEE, K. 2003. Type of intruder and reproductive phase influence male territorial defence in wild-caught Siamese fighting fish. **Behavioural Processes**, 64: 23-29

KAKAREKO, T.; KOBAK, J.; GRABOWSKA, J.; JERMACZ, L.; PRZYBYLSKI, M.; POZNANSKA, M.; PIETRASZEWSKI, D.; COPP, G.H. 2013. Competitive interactions for food resources between invasive racer goby *Babka gymnotrachelus* and native European bullhead *Cottus gobio*. **Biol Invasions**. DOI 10.1007/s10530-013-0470-7

KNOPPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient ecology of Amazonian rainforest streams. **Amazoniana**, II, 257-352.

KOCHHANN, D.; VAL, A.L. 2017. Social hierarchy and resting metabolic rate in the dwarf cichlid *Apistogramma agassizii*: the role of habitat enrichment. **Hydrobiologia** 789:123–131. <https://doi.org/10.1007/ s10750-016-2806-7>

KUBITZA, F. 2000. Tilapia: qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade. **Panorama da Aquicultura**, 10(59): 44-53.

LEHNER, P.N. 1996. Handbook of Ethological Methods. **Cambridge University Press**, United Kingdom, 672p.

MAGELLAN, K.; GARCÍA-BERTHOU, E. 2016. Experimental evidence for the use of artificial refugia to mitigate the impacts of invasive *Gambusia holbrooki* on an endangered fish. **Biol Invasions**, 18:873–

MARR, S. M.; MARCHETTI, M.P.; OLDEN, J.D.; GARCÍA-BERTHOU, E.; MORGAN, D.L.; ARISMENDI, I.; DAY, J.A.; GRIFFITHS, C.L.; SKELTON, P.H. 2010. Freshwater fish introductions in mediterranean-climate regions: are there commonalities in the conservation problem? **Biodiversity Research**, 16: 606–619882. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1057-x>

MARTIN, C.W.; VALENTINE, M.M.; VALENTINE, J.F. 2010. Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: the potential for altered trophic exchange and modification of food webs. **PLoS One**, 5:14395. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014395>

- MEDEIROS, A.P.T.; CHELLAPPA, S.; CACHO, M.S.R.F.; YAMAMOTO, M.E. 2005. Encontros agonísticos e territorialidade entre machos de híbrido vermelho de tilápia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) X *Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852) e de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). **Revista Brasileira de Zootecnia Luis de Fora** v.7, n.2. p.273-284
- MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. 2005. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazônia. **Copeia**, 4: 750–763.
- MENDOZA-ALFARO, R.E.; KOLEF-OSORIO, P.; RAMÍREZ-MARTÍNEZ, C.; ORBE, E.; MENDOZA, A. 2011. La evaluación de riesgos por especies acuáticas exóticas invasoras: una visión compartida para Norteamérica. **Cienc Pesq**, 19:65–75
- MOONEY, H.A.; CLELAND, E.E.M. 2001. The evolutionary impact of invasive species. **Proc Natl Acad Sci**, USA 98:5446–5451
- MOYLE, P.B.; CECH-JUNIOR, J.J. 1988. Fishes: an introduction to ichthyology. 2. ed. New Jersey: **Prentice Hall**.193p.
- MUNRO, A.D.; PITCHER, T.J. 1985. Steroid hormones and agonistic behaviour in a cichlid teleost, *Aequidens pulcher*. **Hormones and Behavior**, 19: 353-371.
- NICO, L.G.; WALSH, S.J. 2011. Non-indigenous freshwater fishes on tropical Pacific islands: a review of eradication efforts. **Island invasives**. 97-107.
- NISAW. 2022. National Invasive Species Awareness Week: The Economic Impact of Invasive Species in the United States – Regional Case Studies. Joint NASA / U.S. **Geological Survey invasive species Project**. 8p.
- OLIVEIRA, R.F.; ALMADA, V.C. 1996. Dominance hierarchies and social structure in captive groups of the Mozambique tilapia *Oreochromis mossambicus* (Teleostei Cichlidae). **Ethol Ecol Evol**, 8:39–55. <https://doi.org/10.1080/08927014.1996.9522934>
- OMAR, W.A.; MIKHAIL, W.Z.A.; ABDO, H.M.; DEFAN, T.A.A.; PORAAS, M. 2005. Ecological Risk Assessment of Metal Pollution along Greater Cairo Sector of the River Nile, Egypt, Using Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, as Bioindicator. **Journal Toxicol**. doi: 10.1155/2015/167319
- PAIVA, P.; VERANI, J.R.; MAINARDES-PINTO, C.S.R.; TABATA, Y.A. 1988. Studies on the growth and reproduction in the cichlid *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757) in an earthen pond. **Boletim do Instituto de Pesca**, 15: 109-114
- PEÑA, E.; PAUCHARD, A. 2001. Coníferas introducidas en unidades del SNASPE: un riesgo para la biodiversidad. **Bosque Nativo**, 30:3–7

POULOS, D.E.; MCCORMICK, M.I. 2015. Asymmetries in body condition and order of arrival influence competitive ability and survival in a coral reef fish. **Oecologia**, 179:719–728. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3401-8>

PARKER, G.A. 1974. Assessment strategy and the evolution of fighting behaviour. **J Theor Biol** 47:223–243. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(74\)90111-8](https://doi.org/10.1016/0022-5193(74)90111-8)

PATERSON, R.A.; LAL, A.; DALE, M.; TOWNSEND, C.R.; POULIN, R.; TOMPKINS, D.M. 2013. Relative competence of native and exotic fish hosts for two generalist native trematodes. **Int Journal Parasitol Parasites Wildl**, 2:136–143. <https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2013.03.004>

PEIXEBR, 2020. Anuário 2020: PeixesBR da Piscicultura. **Copacol**, 136p. Acesso em [diadepeixe.com.br](http://diadepeixe.com.br)

PRICE, J.; SLOMAN, L.; GARDNER, R.; GILBERT, P.; ROHDE, P. 1994. The social competition hypothesis of depression. **Br J Psychiatry**, 164:309-315. <https://doi.org/10.1192/bjp.164.3.309>

RAYMOND, W.W.; ALBINS, M.A.; PUSACK, T.J. 2015. Competitive interactions for shelter between invasive Pacific red lionfish and native Nassau grouper. **Environ Biol Fish**, 98:57–65. <https://doi.org/10.1007/s10641-014-0236-9>

ROCHA, H.C. 2011. Estudo do comportamento agonístico em juvenis de truta. **Dissertação de Mestrado Em Medicina Veterinária- Universidade Técnica de Lisboa**, 108p.

RODRIGUES, A.C.; SANTANA, H.S.; BAUMGARTNER, M.T.; GOMES, L.C. 2018. Coexistence between native and nonnative species: the invasion process and adjustments in distribution through time for congeneric piranhas in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3541-z>

SAVVIDES, P.; LOUCA, V.; SFENTHOURAKIS, S. 2015. Competition for shelter occupancy between a native freshwater crab and an invasive crayfish. **Aquat Ecol**, 49:273–278. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9522-7>

SILVA, C.P.D. 1992. Influência das modificações ambientais sobre a comunidade de peixes de um igarapé da cidade de Manaus (Amazonas). **Dissertação de mestrado- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus**. 112p.

SILVA, C.P.D. 1995. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**. XIII (3/4): 221-236.

SILVA, E.N.S.; SILVA, C.P.D. 1993. A expansão de Manaus como exemplo do processo de extinção de igarapés, pp. 25-42. *In*: FERREIRA, E.J.G., SANTOS, G.M., LEÃO, E.L.M.; OLIVEIRA, L.A. (Eds). Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia. Vol. 2 **INPA**. Manaus.

SILVA, L.A. 2020. Biomarcadores de exposição e efeito indicam alterações na saúde do peixe *Aequidens pallidus* (Cichliformes, Cichlidae) após exposição in situ em igarapés urbanos. **Dissertação de Mestrado**- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA-BADPI, 64p.

SNVS, 2006. Sistema Nacional de Vigilância em Saúde: relatório de situação: Amazonas / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – 2. ed. – Brasília : **Ministério da Saúde**, 28p.

SOARES, M.G.M.; COSTA, E.L.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; BELTRÃO, H.D.A.; YAMAMOTO, K.C.; FREITAS, C.E.C. 2007. Peixes de lagos do médio rio Solimões. **EDUA**, 176p.

TAVARES-DIAS, M. 2016. Invasão da Tilápia-do-Nilo no Estado do Amapá: Uma Ameaça aos Peixes Nativos da Bacia Igarapé Fortaleza. Documentos 92. **Embrapa Amapá**, 26p.

TAYLOR, S.L.; ROBERTS, S.; WASH, C.J.; HATT, B.E. 2004. Catchment urbanization and increased benthic algal biomass in streams. Linking mechanisms to management. **Freshwater Biology**, 49:835-851.

TAYLOR, B.W.; FLECKER, A.S.; HALL-JR, R.O. 2006. Loss of a Harvested Fish Species Disrupts Carbon Flow in a Diverse Tropical River. **Science**, Vol. 313: 833:836.

TIIRA, K.; LAURILA, A.; ENBERG, K.; PIIRONEN, J. 2009. Short-term dominance: stability and consequences for subsequent growth. **Journal Fish Biology**, 74:2374–2385. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02253.x>

TURRA, A.;DENADAI, M.R. 2004. Interference and exploitation components in interspecific competition between sympatric intertidal hermit crabs. **J Exp Mar Bio Ecol** 310:183–193. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.04.008>

VILLARS, T.A. 1983. Hormones and Aggressive Behavior in Teleost Fishes. In: Svare, B.B.; Hormones and Aggressive Behavior. **Plenum Press**, New York and London, 611p.

VITULE, J.R.S. 2009. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: Revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation** 4(2) DOI: [10.4013/nbc.2009.42.07](https://doi.org/10.4013/nbc.2009.42.07)

VOLPATO, G.L.; BARRETO, R.E. 2001. Environmental blue light prevents stress in Nile tilapia. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, 34: 1041-1045

WAICHMAN, A.V.; BORGES, J. T. 2003. Recursos Hídricos Urbanos – Proposta de um modelo de planejamento e gestão integrada e participativa no município de Manaus – AM. **T & C Amazônia**, 1(3): 40-44.



WAZLAVEK, B.E.; FIGLER, M.H. 1989. Territorial prior residence, size asymmetry, and escalation of aggression in convict cichlids (*Cichlasoma nigrofasciatum* Günther). **Aggress Behav** 15:235–244. [https://doi.org/10.1002/1098-2337\(1989\)15:3%3c235:AID-AB2480150305%3e3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/1098-2337(1989)15:3%3c235:AID-AB2480150305%3e3.0.CO;2-C)

YAMAMOTO, M.E.; CHELLAPPA, S.; CACHO, M.S.R.F.; HUNTINGFORD, F.A. 1999. Mate guarding in an Amazonian cichlid, *Pterophyllum scalare*. **Journal of Fish Biology**, 55: 888-891.

ZAMBRANO, L.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MENEZES, N.; PETERSON, A.T. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 63: 1903–1910.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4<sup>a</sup> edição. Prentice-Hall, Inc., **Englewood cliffs**, N.J.663p.

ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; ESPIRITO-SANTO, H.M.; DIAS, M.S.; GALUCH, A.V.; AKAMA, A. 2015. Guia de Peixes da Reserva Ducke, Amazônia Central. Manaus, **INPA**, 154 p.

## **Síntese dos principais resultados da Tese**

- Os distúrbios ambientais afetam negativamente as espécies de peixes nativas de igarapés urbanos de Manaus e atuam como facilitadores do sucesso no estabelecimento de espécies não nativas. Quanto mais alterados os igarapés, menos espécies nativas são encontradas e menor provavelmente será a resistência biótica dessas assembleias de peixes à invasão biológica.

- A manutenção de reservas florestais na área urbana de Manaus, que incluem nascentes de igarapés sob condições íntegras, pode ser uma estratégia eficaz para a manutenção da diversidade de peixes nativos em ambientes urbanos da Amazônia.

- A poluição causa a redução da riqueza e da diversidade e altera a composição de espécies de peixes nativos, tanto dentro como fora dos fragmentos florestais urbanos, e provavelmente facilita a invasão, o estabelecimento e a dominância de espécies de espécies tolerantes à poluição, predominantemente de espécies não nativas.

- A poluição da água afeta as interações agonísticas de espécies nativas e não nativas de ciclídeos [no caso, *A. pallidus* (nativa), *C. amazonarum* e *O. niloticus* (não nativas)], resultando no enfraquecimento das interações agonísticas interespecíficas. Esse resultado enfraquece a hipótese de que o processo de substituição de espécies nativas de peixes por não nativas nos igarapés urbanos de Manaus seja devido à competição por exploração de recursos ou por interferência; ao contrário, ele reforça a hipótese de que isso ocorra após a vacância de nicho ecológico, decorrente da extirpação de espécies nativas como resultado da degradação ambiental dos igarapés.

- Em síntese, a degradação qualidade ambiental se afigura como o principal fator influenciando a extirpação de espécies nativas de peixes, assim como funciona como um facilitador da entrada e estabelecimento de espécies não nativas nos igarapés urbanos de Manaus.

## APÊNDICE

BELTRÃO, H.; MAGALHÃES, E.R.S.; COSTA, S.; LOEBENS, S.C.; YAMAMOTO, K.C. 2018. Ictiofauna do maior fragmento florestal urbano da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e à poluição. *Neotropical Biology and Conservation* 13(2):124-137.

Neotropical Biology and Conservation  
13(2):124-137, april-june 2018  
Unisinos - doi: 10.4013/nbc.2018.132.04

### Ictiofauna do maior fragmento florestal urbano da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e à poluição

#### Ichthyofauna of the major urban forest fragment of the Amazon: Surviving concrete and pollution

Hélio Beltrão<sup>1</sup>  
heliodosanjose@gmail.com

Esner Robert Santos Magalhães<sup>2</sup>  
esnermagalhaes@gmail.com

Samuel Barbosa da Costa<sup>3</sup>  
samuelcossta\_19@hotmail.com

Sara de Castro Loebens<sup>4</sup>  
sara.loebens2@gmail.com

Kedma Cristine Yamamoto<sup>2</sup>  
kcyamamoto@gmail.com

#### Resumo

A área urbana da cidade de Manaus, Amazonas, a maior metrópole da Amazônia Brasileira, possui poucos fragmentos florestais com igarapés íntegros, e grande parte deles é seriamente ameaçada pelas atividades antrópicas. O *checklist* da fauna aquática desses igarapés é uma importante ferramenta para se conhecer a biodiversidade desses ambientes. Amostragens de peixes foram realizadas entre 2007 e 2017 em 10 igarapés do fragmento florestal da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), cuja área possui aproximadamente 700ha. Um total de 23 espécies de peixes de 6 ordens, 10 famílias e 19 gêneros foram coletados, incluindo uma espécie exótica e uma alóctone. Igarapés íntegros apresentaram a ocorrência de 4 a 10 espécies, com abundância média de 54,8 indivíduos ( $\pm 25,1$ ), densidade de 2,87 indivíduos/m<sup>3</sup> ( $\pm 1,85$ ), alta diversidade ( $H' = 1,41 \pm 0,35$ ) e baixa dominância ( $d = 0,47 \pm 0,14$ ). Já nos igarapés poluídos, foram encontradas no máximo 2 espécies, com abundância média de 176 espécimes ( $\pm 216,1$ ), densidade de 7,43 indivíduos/m<sup>3</sup> ( $\pm 9,14$ ), baixa diversidade ( $H' = 0,02 \pm 0,03$ ) e alta dominância ( $d = 1,00 \pm 0,005$ ). Este estudo mostrou que, apesar dos distúrbios antropogênicos detectados nas bordas, espécies nativas de peixes de igarapés da área urbana da cidade.

**Palavras-chave:** diversidade, peixes, desmatamento, monitoramento, conservação.

#### Abstract

The urban area of Manaus city, in the Amazonas state, the main metropolis of the Brazilian Amazonian, has few forest remnants with preserved streams and most of them are seriously threatened by human activities. The checklist of the aquatic fauna of the streams is an important tool for learning about the biodiversity of these fragile environments. Fish samplings were made between 2007 and 2017 in 10 streams of the Forest Fragment of the Federal University of Amazonas (UFAM), which has approximately 700ha. A total of 23 fish species of 6 orders, 10 families and 19 genera were collected, including an exotic and an allochthonous species. Preserved streams presented the occurrence of 4 to 10 species, with an average abundance of 54.8 ( $\pm 25.1$ ) individuals, density of 2.87 individuals/m<sup>3</sup> ( $\pm 1.85$ ), high diversity ( $H' = 1.41 \pm 0.35$ ), and low dominance ( $d = 0.47 \pm 0.14$ ). In polluted streams, a maximum of 2 species was found. These streams show average abundance of 176 ( $\pm 216.1$ ) individuals, density of 7.43 individuals/m<sup>3</sup> ( $\pm 9.14$ ), low diversity ( $H' = 0.02 \pm 0.03$ ), and high dominance ( $d = 1.00 \pm 0.005$ ). This study shows that, despite the anthropogenic disturbances detected in remnant borders, the studied area accomplish a fundamental role in the conservation of native fish species of streams of the urban area.

**Keywords:** diversity, fish, deforestation, monitoring, conservation.

<sup>1</sup> Universidade Federal do Amazonas. Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos. Av. Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3578, Coroado, 69080-900, Manaus, AM, Brasil.

<sup>2</sup> Universidade Federal do Amazonas. Departamento de Ciências Pesqueiras. Av. Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3578, Coroado, 69080-900, Manaus, AM, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal do Amazonas. Faculdade de Ciências Agrárias. Curso de Engenharia de Pesca. Av. Rodrigo Otávio Jordão Ramos, 3578, mini-campus, Setor Sul, Coroado, 69080-900, Manaus, AM, Brasil.

<sup>4</sup> Universidade Federal de Pernambuco. Pós-Graduação, Departamento de Oceanografia, Laboratório de Oceanografia Pesqueira. Av. Arquitetura, s/n, Cidade Universitária, 50670-901, Recife, PE, Brasil.

## Introdução

Na Amazônia Central, pequenos igarapés de águas ácidas e pobres em nutrientes (principalmente cálcio e magnésio), constituem uma densa rede hídrica com importância fundamental para manutenção da qualidade da água e da biodiversidade aquática (Mendonça *et al.*, 2005; Zuanon *et al.*, 2015). Esses igarapés abrigam uma fauna de peixes diversificada e pouco conhecida e, a qual mantém uma íntima associação com a floresta, responsável pelo aporte de material orgânico, garantindo alimento e abrigo para a ictiofauna (Knöppel, 1970; Silva, 1993; Mendonça *et al.*, 2005; Zuanon *et al.*, 2015). No entanto, o crescimento populacional, associado à urbanização, tem levado a profundas alterações nesses ambientes, que vêm sendo gradativamente impactados devido ao desmatamento, à fragmentação florestal, à poluição aquática, causada principalmente por despejo de esgoto doméstico e outras alterações físicas e químicas da água (Silva e Silva, 1993; Lima-Junior *et al.*, 2006; Beltrão, 2007; Lins *et al.*, 2010; Laurance *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2012; Haddad *et al.*, 2015). Outra importante ameaça é a introdução de espécies exóticas que pode ocasionar perda de diversidade biológica em ambientes aquáticos como os igarapés (Revenga *et al.*, 1998; Revenga e Kura, 2003; Gurevitch e Padilla, 2004; Revenga *et al.*, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Leprieur *et al.*, 2008; Cassemiro *et al.*, 2017).

Os peixes e outros organismos aquáticos presentes em igarapés respondem rapidamente a perturbações ambientais, sofrendo alterações na estrutura da comunidade local (Couceiro *et al.*, 2006; Beltrão, 2007; Lins *et al.*, 2010). Alterações dessa natureza maximizam a importância de se conhecer melhor os efeitos dos diferentes fatores na estrutura da ictiofauna de pequenos igarapés urbanos, especialmente nos fragmentos florestais remanescentes das cidades amazônicas.

Um exemplo claro dessa situação é a cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas, sétima cidade mais populosa do Brasil e a maior cidade da Amazônia brasileira (IBGE, 2016), que está completamente inserida na floresta e depende de suas microbacias de drenagem. Assim, as perturbações causadas pela remoção da floresta ou a poluição dos cursos d'água, têm efeitos diretos sobre a biodiversidade, a saúde da população humana e o ambiente urbano de forma geral (Silva e Silva, 1993; Waichman e Borges, 2003; Beltrão, 2007; Ferreira *et al.*, 2012).

Em Manaus, os fragmentos florestais remanescentes encontram-se em áreas muito reduzidas, em consequência do crescimento horizontal acelerado e desordenado da cidade, principalmente em virtude da falta de planejamento urbano, ocupações ilegais e da intensificação das atividades agroindustriais ocorridas nas últimas décadas (Silva e Silva, 1993; Waichman e Borges, 2003; Oliveira *et al.*, 2003; Oliveira, 2010). Os fragmentos florestais, encontram-se

restritos geralmente a áreas particulares ou de instituições governamentais que ainda preservam seus mananciais (Beltrão, 2007). Entretanto, poucos estudos têm sido realizados sobre as comunidades biológicas desses fragmentos, sendo desconhecida a magnitude dos efeitos antrópicos sobre eles.

Como consequência dos impactos da fragmentação florestal e da poluição, pode haver o desaparecimento de muitas espécies que sequer foram descritas ou estudadas (Laurance *et al.*, 2011; Haddad *et al.*, 2015) e, que tendem ao desaparecimento local, devido ao intenso processo de antropização já evidenciado em fragmentos florestais da cidade de Manaus (Beltrão, 2007; Ferreira *et al.*, 2012). Nesse sentido, esse estudo teve como objetivo principal fornecer um inventário da ictiofauna de um fragmento florestal urbano, na busca de contribuir com informações que possam subsidiar ações para a conservação da biodiversidade aquática em áreas urbanas da Amazônia.

## Material e métodos

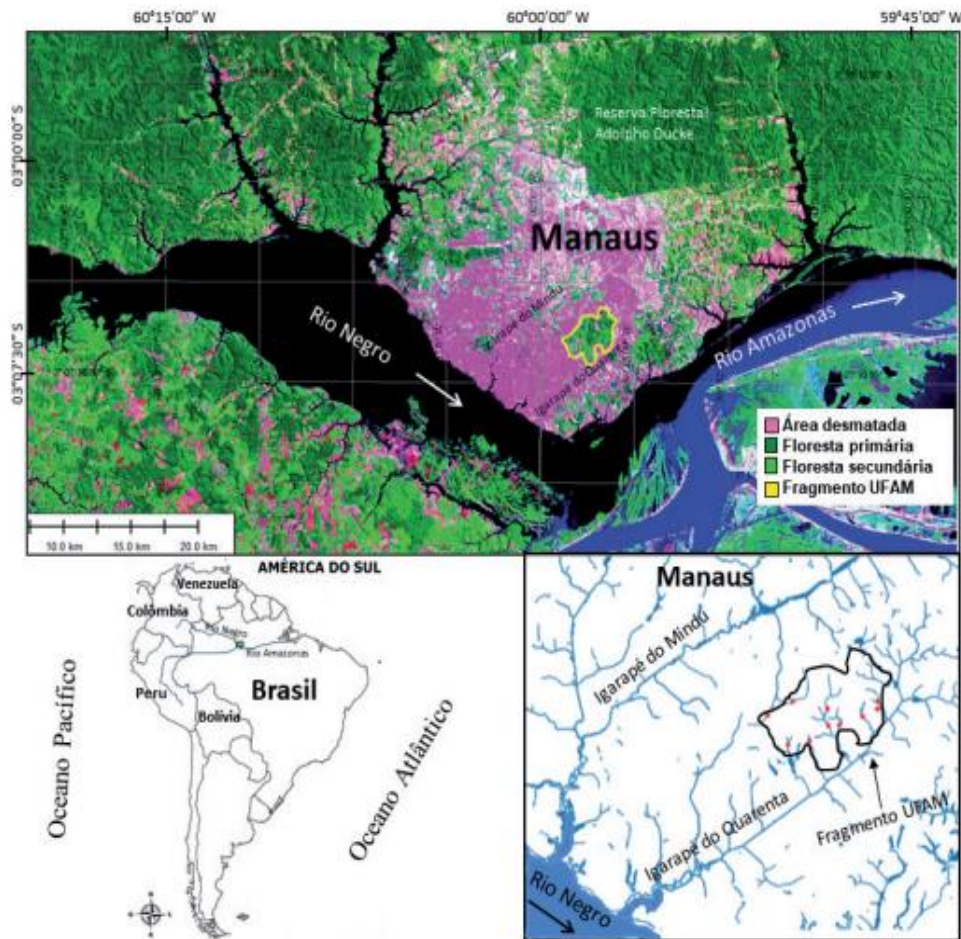
### Área de estudo

A cidade de Manaus está localizada na porção central da Amazônia, na margem esquerda do rio Negro, próxima à confluência com o rio Amazonas. A superfície total do município é de 11.458 Km<sup>2</sup>, com uma área urbanizada que se estende por aproximadamente 491 Km<sup>2</sup> (PMM, 2016).

Estimativas atuais consideram que Manaus tenha aproximadamente 2.130.000 habitantes, sendo que desse total, 99% vivem na área urbana (IBGE, 2016) (Figura 1).

Atualmente, na área urbana de Manaus, são encontrados cerca de 1000 igarapés, perfazendo cerca de 100 km de rede hídrica (PMM, 2016). Grande parte desses igarapés apresentam diferentes níveis de perturbações antropogênicas, ocasionadas principalmente pela remoção completa ou parcial da floresta ripária para ocupação habitacional, além do despejo de esgotos domésticos e industriais sem tratamento. Por outro lado, uma pequena parte desses igarapés, situada em fragmentos florestais urbanos como os da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), apresenta boa integridade.

A área do campus da UFAM, foi criada em 1968, sendo constituída por uma imensa área de floresta primária e algumas áreas degradadas (Cavalcante *et al.*, 2014). Até o final da década de 1970, a área apresentava conexões com a floresta contínua das zonas norte e nordeste da cidade. No entanto, no final da década 1980, todo o perímetro do campus já havia sido ocupado por comunidades que habitam os bairros de entorno (Cavalcante *et al.*, 2014). Atualmente o Campus da UFAM ocupa uma área de aproximadamente 700 ha, localizado no meio da cidade de Manaus, e pertence a uma rede de áreas protegidas que compõem um mosaico de 759,15 ha (Decreto Municipal N° 1.503, de 27/03/2012).



**Figura 1.** Localização da cidade de Manaus, Amazonas, norte do Brasil, com polígono indicando o fragmento florestal da Universidade Federal do Amazonas e parte das microbacias de drenagem dos igarapés do Quarenta e Mindu. Pontos vermelhos indicam os pontos de coleta no fragmento (Imagem LandSat).

**Figure 1.** Location of Manaus city, Amazonas, northern Brazil, with a polygon indicating the forest fragment of the Federal University of Amazonas and part of the Quarenta and Mindu drainage basins. Red dots indicate collection points in the fragment (Image LandSat).

Embora fragmentada, em consequência da expansão da zona urbana, ainda podem ser encontradas áreas potenciais de refúgio de fauna, como uma imensa área verde de floresta, contendo cerca de 20 pequenos igarapés (Beltrão, 2007). Esses igarapés apresentam dois tipos de situação conforme metodologia de Nessimian *et al.* (2008) e Couceiro *et al.* (2012): (i) igarapés íntegros, com pouco, ou nenhum impacto antropogênico evidente (que nascem no fragmento e drenam para a microbacia do Quarenta) e (ii) igarapés poluídos, com indícios de poluição orgânica (que

nascem em áreas urbanizadas e margeiam as bordas do fragmento, drenando para a microbacia do Mindu).

#### Procedimento de campo

No total foram amostrados 10 igarapés entre os anos de 2007 a 2017. Destes, oito fazem parte das nascentes que constituem a drenagem da microbacia do igarapé do Quarenta e dois são nascentes da microbacia do igarapé do Mindu (Figura 1).

Foram realizadas medidas de parâmetros físicos dos igarapés e físicos e químicos da água em dois pontos ao longo de um trecho de 100 metros. As variáveis medidas foram a largura do canal (m), profundidade (sondagem vertical a cada 10 cm), tipo de substrato, velocidade da correnteza (m/s), vazão (m<sup>3</sup>/s) e abertura do dossel (de acordo com metodologia de Engelbrecht e Herz, 2001). O tipo de substrato foi determinado a partir das sondagens da profundidade, sendo divididas em nove categorias: areia, liteira, argila, macrófita, raiz, tronco, seixo, pedregulho e lixo. Para medir a velocidade da correnteza, utilizou-se o tempo de deslocamento de um objeto flutuante em uma distância conhecida. A vazão foi calculada relacionando-se velocidade média, largura e profundidade, pela fórmula  $Q = A * Vm$ ; onde, Q = vazão e Vm = velocidade média da corrente; A = área média na seção transversal do curso de água.

Os parâmetros físicos e químicos da água, como temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L), foram determinados na camada subsuperficial com termômetro/oxímetro digital portátil (Yellow Springs). O potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade ( $\mu\text{S} * \text{cm}^{-1}$ ) foram determinados com potenciômetro/conduvímetero digital portátil (Yellow Springs). Amostras de água foram coletadas para posterior análise da concentração de amônia e nitrato, seguindo a metodologia de análise colorimétrica modificadas por Boyd e Tucker (1992).

Posteriormente, foi realizada a coleta dos peixes com o uso de redes de cerco (2 m comprimento x 1 m altura, com malhas de 3 mm entre nós), peneiras metálicas e puçás de malha fina (2 mm entre nós). Foram utilizadas também redes de bloqueio para facilitar a “varredura” nos trechos dos igarapés amostrados. O esforço de pesca foi padronizado entre os igarapés e consistiu na atuação de três coletores durante aproximadamente duas horas de trabalho em cada igarapé.

Em se tratando de uma área de fragmentação florestal urbana, fortemente ameaçada pelo isolamento das espécies nativas e pela poluição aquática, optou-se por eutanasiar apenas uma parte dos exemplares das amostras realizadas (3 a 5 exemplares por espécie), para serem utilizados como material testemunho depositado nas coleções de peixes da Universidade Federal do Amazonas e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) (Licença IBAMA N° 30479-1). Os demais exemplares foram devolvidos, ainda com vida, ao ambiente, logo após a biometria (comprimento padrão [cm] e peso total [g]).

Os exemplares testemunhos foram anestesiados com dose letal de solução de Benzocaina (conforme recomendado pela *American Veterinary Medical Association* -AVMA, 2013) e, posteriormente fixados em solução de formalina a 10%. Em seguida, os espécimes foram acondicionados em sacos plásticos devidamente etiquetados, para posterior transporte ao laboratório de Ictiologia, onde

foram lavadas com água corrente por um período de 24 horas. Após esse procedimento, os exemplares foram fotografados e conservados em etanol 70%. A identificação das espécies foi realizada até o menor nível taxonômico possível, utilizando bibliografia especializada e ajuda de especialistas do INPA e da UFAM.

### Análise de dados

Estimativas de riqueza para cada igarapé foram calculadas para analisar a efetividade dos valores de riqueza obtida nas capturas através do uso do método Jackknife e a eficiência da amostragem pela curva de rarefação (Krebs, 1989). A abundância de peixes nos igarapés foi representada pelo número de exemplares coletados. A densidade de peixes foi calculada por meio da razão entre o número de indivíduos dos peixes e o volume (m<sup>3</sup>) do trecho amostrado, calculado com base na área transectiva do igarapé, em um trecho de 100 m de comprimento. Foram calculados também os valores de diversidade (através do índice de Shannon-Wiener; Krebs, 1989), dominância (índice proposto por Berger e Parker, 1970), equitabilidade (abundância relativa das espécies (Magurran, 1988) e frequência de ocorrência das espécies de peixes (% de igarapés que a espécie ocorreu). Todas as análises foram realizadas utilizando o programa estatístico R 3.3.0 (R Development Core Team 2017).

## Resultados

### Ictiofauna

A ictiofauna registrada nos igarapés, apresentou 23 espécies, distribuídas em 6 ordens, 10 famílias e 19 gêneros (Tabela 1; Figuras 2 e 3). Nos igarapés íntegros, afluentes do igarapé do Quarenta, foi observada a dominância de Characiformes (9 espécies, 45,0%) e Perciformes (6 espécies, 30,0%), seguido de Cyprinodontiformes (2), Synbranchiformes (2) e uma espécie de Gymnotiformes (Tabela 1). Já nos igarapés poluídos, afluentes do igarapé Mindu, foram encontradas apenas três espécies, *Callichthys callichthys* (LINNAEUS 1758) da ordem Siluriformes, *Cichlasoma amazonarum* KULLANDER 1983, ordem Perciformes e um Cyprinodontiformes, *Poecilia reticulata* PETERS 1859. Importante ressaltar que nenhuma dessas espécies ocorreu nos igarapés íntegros (Tabela 1).

Em geral, os Characiformes constituíram o grupo de maior abundância (75,5%) dos exemplares coletados nos igarapés íntegros, sendo *Copella calliolepis* (REGAN 1912) (29,6%), *Pyrrhulina brevis* STEINDACHNER 1876 (26,9%), *Anablepsoides micropus* (STEINDACHNER 1863) (10,4%), *Hyphessobrycon melazonatus* DURBIN 1908 (6,0%) e *Crenuchus spilurus* GÜNTHER 1863 (5,5%) as espécies mais abundantes, representando juntas 78,4% da abundância

**Tabela 1.** Composição da ictiofauna capturada no fragmento florestal urbano da UFAM, Manaus, norte do Brasil, indicando o número de exemplares e biomassa, coletados ao longo dos últimos 10 anos e o número de tombamento dos espécimes.**Table 1.** Ichthyofauna composition captured in the urban forest fragment of UFAM, Manaus, northern Brazil, indicating the number of specimens and biomass collected during the last 10 years and the voucher number of specimens.

ORDEM/ Família/ espécie	2007		2012		2016/17		Total		No. de tomo
	N	(g)	N	(g)	N	(g)	N	(g)	
<b>CHARACIFORMES</b>									
<b>Characidae</b>									
<i>Hyphessobrycon melazonatus</i> DURBIN 1908	9	5,05			34	21,07	43	26,12	INPA-28249
<b>Crenuchidae</b>									
<i>Characidium cf. pellucidum</i> EIGENMANN 1909					1	0,12	1	0,12	UFAM-0226
<i>Crenuchus spilurus</i> GÜNTHER 1863	11	5,22	14	9,62	14	12,61	39	27,45	INPA-28246
<i>Elachocharax pulcher</i> MYERS 1927					1	0,06	1	0,06	UFAM-0243
<i>Poecilocharax weitzmani</i> GÉRY 1965			5	1,3	2	0,56	7	1,86	UFAM-0228
<b>Erythrinidae</b>									
<i>Erythrinus erythrinus</i> (BLOCH & SCHNEIDER 1801)	2	7,62	29	42,52	3	34,25	34	84,39	INPA-28247
<i>Hoplias malabaricus</i> (BLOCH 1794)			4	0,18	6	42,66	10	42,84	UFAM-0247
<b>Lebiasinidae</b>									
<i>Copella callolepis</i> (REGAN 1912)	48	9,29	88	23,64	75	19,91	211	52,84	INPA-28245
<i>Pyrrhulina brevis</i> STEINDACHNER 1876	10	5,34	168	46,78	14	16,59	192	68,71	INPA-28250
<b>GYMNOTIFORMES</b>									
<b>Gymnotidae</b>									
<i>Gymnotus cf. coropinae</i> HOEDEMAN 1962	1	0,50					1	0,50	INPA-28248
<b>SILURIFORMES</b>									
<b>Callichthyidae</b>									
<i>Callichthys callichthys</i> (LINNAEUS 1758)			5	2,67			5	2,67	INPA-28235
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>									
<b>Poeciliidae</b>									
<i>Poecilia reticulata</i> PETERS 1859			418	70,10	103	6,49	521	76,59	INPA-28330
<b>Rivulidae</b>									
<i>Anablepsoides micropus</i> (STEINDACHNER 1863)	4	0,72	49	9,06	21	16,73	74	27,31	INPA-28257
<i>Anablepsoides ornatus</i> (GARMAN 1895)					5	1,43	5	1,43	UFAM-0242
<b>SYNBACHIFORMES</b>									
<b>Synbranchidae</b>									
<i>Synbranchus cf. marmoratus</i> BLOCH 1795	1	0,06					1	0,06	INPA-28252
<i>Synbranchus</i> sp. "reticulado"			2	0,55	1	3,5	3	4,05	UFAM-0236
<b>PERCIFORMES</b>									
<b>Cichlidae</b>									
<i>Aequidens pallidus</i> (HECKEL 1840)	3	40,88	27	57,05	6	38,83	36	136,76	INPA-28243
<i>Acaronia nassa</i> (HECKEL 1840)					1	11,3	1	11,30	UFAM-0254
<i>Apistogramma agassizii</i> (STEINDACHNER 1875)	6	2,65			31	17,33	37	19,98	INPA-28244
<i>Apistogramma geophyra</i> KULLANDER 1980			6	2,07			6	2,07	INPA-26272
<i>Apistogramma hippolytae</i> KULLANDER 1982					2	0,32	2	0,32	INPA-28308
<i>Cichlasoma amazonarum</i> KULLANDER 1983			1	29,09	1	13,0	2	42,09	INPA-28294
<i>Crenicichla inpa</i> PLOEG 1991	1	7,13			8	17,69	9	24,82	UFAM-0252
<b>Total N/Biomassa (g)</b>	<b>96</b>	<b>84,46</b>	<b>816</b>	<b>295,43</b>	<b>329</b>	<b>274,45</b>	<b>1241</b>	<b>654,34</b>	

nesses igarapés. Já nos igarapés poluídos a espécie *P. reticulata* (ordem Cyprinodontiformes) foi a espécie mais abundante (98,7%), seguida de *C. amazonarum* (0,38%) (Tabela 1).

Quatorze espécies tiveram baixa abundância entre um e 10 exemplares; destas, 12 foram capturadas exclusivamente nos igarapés íntegros (*Poecilocharax weitzmani* GÉRY 1965,

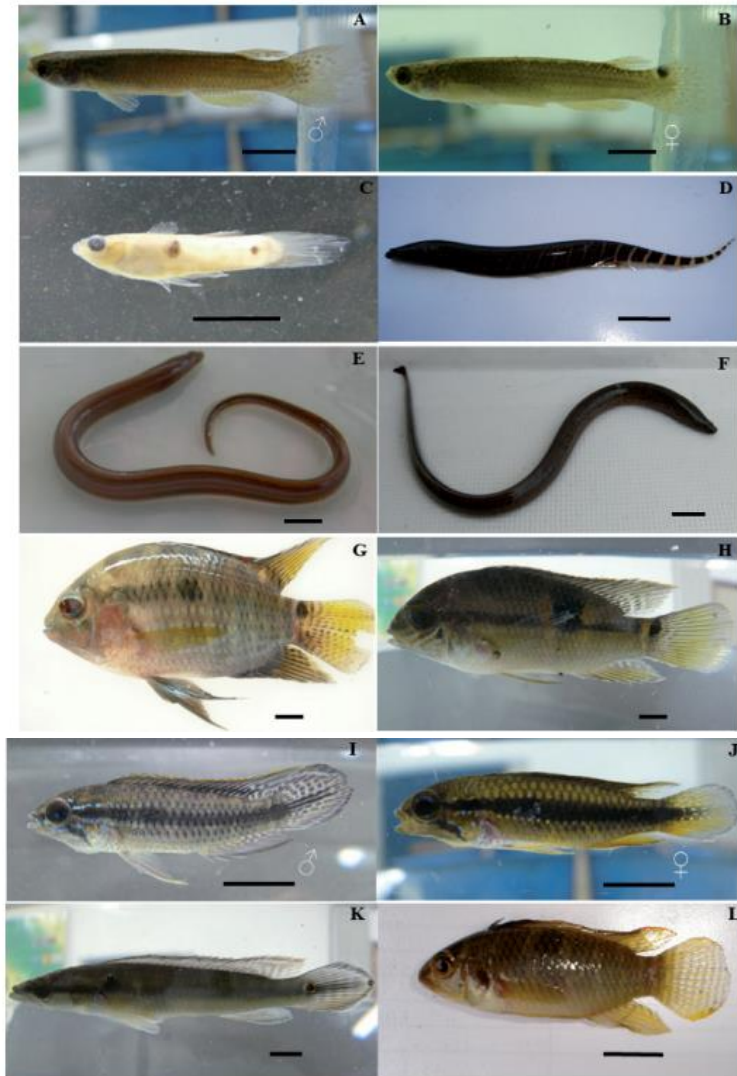
*Characidium cf. pellucidum* EIGENMANN 1909, *Elachocharax pulcher* MYERS 1927, *Hoplias malabaricus* (BLOCH 1794), *Gymnotus cf. coropinae* HOEDEMAN 1962, *Anablepsoides ornatus* (GARMAN 1895), *Synbranchus cf. marmoratus* BLOCH 1795, *Synbranchus* sp. "reticulado", *Acaronia nassa* (HECKEL 1840), *Apistogramma geophyra* KULLANDER 1980, *Apistogramma hippolytae* KULLANDER 1982 e *Creni-*



**Figura 2.** Espécies de Characiformes coletadas no fragmento florestal da UFAM, Manaus, norte do Brasil, com seus respectivos números de tombo, depositadas na Coleção de peixes do INPA e da UFAM. (A-B) *Poecilocharax weitzmani* (UFAM - 0228), (C-D) *Crenuchus spilurus* (INPA-28246), (E-F) *Pyrrhulina brevis* (INPA-28250), (G) *Copella callolepis* (INPA-28245), (H) *Hyphessobrycon melazonatus* (INPA-28249), (I) *Erythrinus erythrinus* (UFAM-0224), (J) *Hoplias malabaricus* (UFAM-0247), (K) *Characidium cf. pellucidum* (UFAM-0226) e (L) *Elachocharax pulcher* (UFAM-0243). (Barra = 1 cm).

**Figure 2.** Characiformes species collected in the forest fragment of UFAM, Manaus, northern Brazil, with their respective voucher numbers, deposited in the Fish Collection of the National Research Institute of the Amazon-INPA and UFAM. (A-B) *Poecilocharax weitzmani* (UFAM-0228), (C-D) *Crenuchus spilurus* (INPA-28246), (E-F) *Pyrrhulina brevis* (INPA-28250), (G) *Copella callolepis* (INPA-28245), (H) *Hyphessobrycon melazonatus* (INPA-28249), (I) *Erythrinus erythrinus* (UFAM-0224), (J) *Hoplias malabaricus* (UFAM-0247), (K) *Characidium cf. pellucidum* (UFAM-0226) and (L) *Elachocharax pulcher* (UFAM-0243). (Bar = 1 cm).





**Figura 3.** Espécies de Cyprinodontiformes, Gymnotiformes, Synbranchiformes e Perciformes, coletadas no fragmento florestal da UFAM, Manaus, norte do Brasil, com seus respectivos números de tombos, depositadas na Coleção de peixes do INPA e da UFAM. (A-B) *Anablepsoides micropus* (INPA-0244, INPA-28257), (C) *Poecilia reticulata* (INPA-28330), (D) *Gymnotus cf. coropinae* (INPA-28248), (E) *Synbranchus* sp. "reticulado" (UFAM-0236), (F) *Synbranchus cf. marmoratus* (INPA-28252), (G) *Cichlasoma amazonarum* (UFAM-0238), (H) *Aequidens pallidus* (INPA-28243), (I-J) *Apistogramma agassizii* (INPA-28244), (K) *Crenicichla inpa* (UFAM-0252) e (L) *Apistogramma hippolytae* (UFAM-0222). (Barra = 1 cm).

**Figure 3.** Species of Cyprinodontiformes, Gymnotiformes, Synbranchiformes and Perciformes, collected in the forest fragment of UFAM, Manaus, northern Brazil, with their respective voucher numbers, deposited in the Fish Collection of the National Research Institute of the Amazon-INPA and UFAM. (A-B) *Anablepsoides micropus* (INPA-0244, INPA-28257), (C) *Poecilia reticulata* (INPA-28330), (D) *Gymnotus cf. coropinae* (INPA-28248), (E) *Synbranchus* sp. "reticulado" (UFAM-0236), (F) *Synbranchus cf. marmoratus* (INPA-28252), (G) *Cichlasoma amazonarum* (UFAM-0238), (H) *Aequidens pallidus* (INPA-28243), (I-J) *Apistogramma agassizii* (INPA-28244), (K) *Crenicichla inpa* (UFAM-0252) and (L) *Apistogramma hippolytae* (UFAM-0222). (Bar = 1 cm).

*cichla inpa* PLOEG 1991, e duas apenas nos igarapés poluídos (*C. callichthys* e *C. amazonarum*). Quase todas essas espécies apresentaram a maior parte dos exemplares coletados em apenas um ou no máximo dois igarapés.

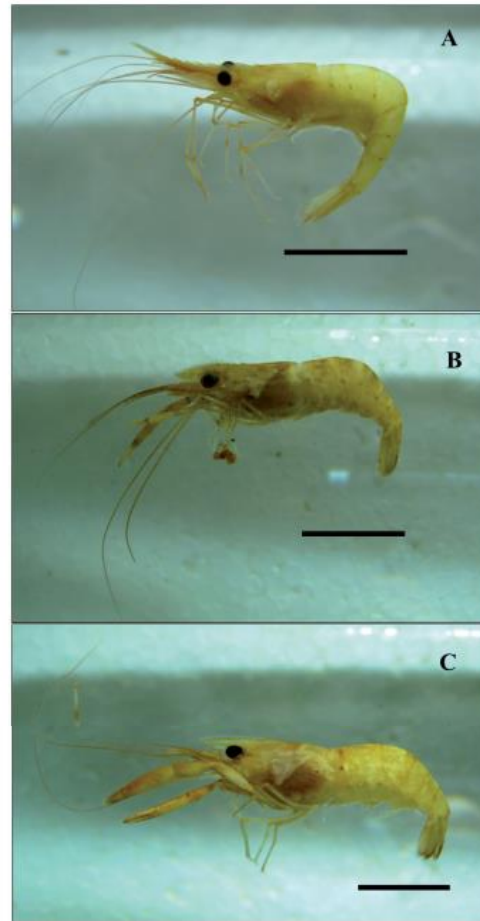
A densidade média total em número de exemplares por igarapé foi de 3,8 peixes/m<sup>3</sup> (± 4,1). A maior densidade encontrada em um igarapé íntegro foi de 8,2 ind./m<sup>3</sup> devido à abundância de *Pyrrhulina brevis*, e para os poluídos foi de 17,7 ind./m<sup>3</sup>, devido à grande abundância de *Poecilia reticulata*. Para os igarapés íntegros a densidade média foi de 2,87 peixes/m<sup>3</sup> (± 1,85) e para os poluídos 7,43 peixes/m<sup>3</sup> (± 9,14). O peso total de peixes capturados somou 654,34g. As espécies mais representativas em biomassa foram *Aequidens pallidus* (HECKEL 1840) (136,76g; 20,9% da biomassa total), *Erythrinus erythrinus* (BLOCH & SCHNEIDER 1801) (84,4g; 12,9%), *Pyrrhulina brevis* (68,7g; 10,5%), *Copella collolepis* (52,8g; 8,1%) e *Hoplias malabaricus* (42,8g; 6,5%), todas capturadas em igarapés íntegros. Já nos igarapés poluídos as mais representativas foram *Poecilia reticulata* (76,6g; 11,7%) e *C. amazonarum* (42,0g; 6,4%) (Tabela 1).

Nenhuma espécie foi tão frequente a ponto de ocorrer em todos os igarapés, *Copella collolepis*, *Pyrrhulina brevis* e *Anablepsoides micropus*, ocorreram em 75% das coletas realizadas ao longo do período amostral, *Aequidens pallidus* e *Erythrinus erythrinus* (56,2%), *Crenuchus spilurus* (43,7%) e *Apistogramma agassizii* (STEINDACHNER 1875) (31%), demonstrando serem as espécies mais comumente encontradas nos igarapés desse remanescente florestal (Tabela 1).

Além dos peixes coletados, foram amostrados como fauna acompanhante, três espécies de camarão (ordem Decapoda), *Pseudopalaemon amazonensis* RAMOS-PORTO, 1979, *Macrobrachium nattereri* (HELLER, 1862) e *Macrobrachium inpa* KENSLEY & WALKER, 1982 (Figura 4). As três espécies foram capturadas exclusivamente em duas nascentes do igarapé do Quarenta. *M. nattereri* foi a espécie mais abundante (34 indivíduos; 88,8%), seguida de *P. amazonensis* (2; 5,5%) e *M. inpa* (2; 5,5%).

#### Índices ecológicos

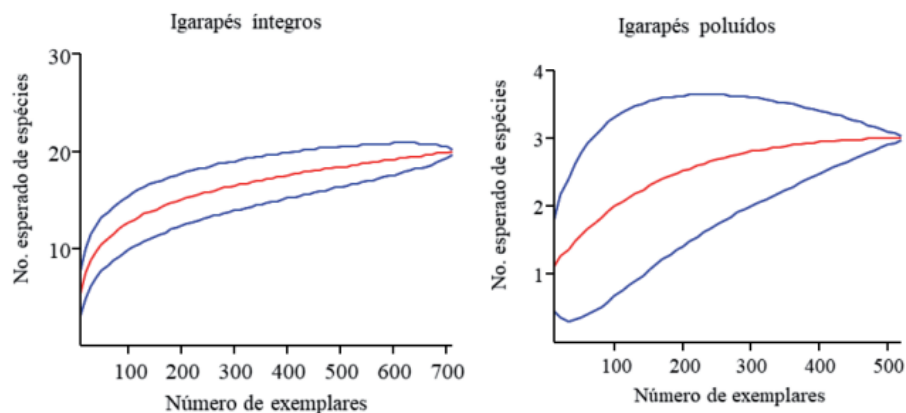
A riqueza de espécies estimada pelo índice Jackknife, calculada para os igarapés íntegros foi 29,0 espécies (± 3,6), com intervalo de confiança entre 26,5 a 31,6. Assim, as espécies capturadas representaram cerca de 79,3% das espécies de peixes esperadas nos igarapés íntegros. Já para os igarapés poluídos, o índice Jackknife apontou 3,67 espécies esperadas (± 0,1), sendo que 3 espécies ou 81,7% foram capturadas. A curva de rarefação gerada para todos os igarapés amostrados apresentou tendência à estabilização, indicando um padrão crescente no número de espécies coletadas em função do número de exemplares amostrados nos igarapés íntegros, alcançando quase a assíntota na curva (Figura 5). Esse padrão sugere que o número de



**Figura 4.** Espécies de camarão (ordem Decapoda), (A) *Pseudopalaemon amazonensis*, (B) *Macrobrachium nattereri* e (C) *Macrobrachium inpa*, coletadas juntamente com os peixes nos igarapés do fragmento florestal da UFAM, Manaus, norte do Brasil, e depositadas na Coleção de peixes da UFAM. (Barra = 1 cm).

**Figure 4.** Shrimp species (order Decapoda), (A) *Pseudopalaemon amazonensis*, (B) *Macrobrachium nattereri* and (C) *Macrobrachium inpa*, collected together with fish in the igarapés of the UFAM forest fragment, Manaus, northern Brazil, and deposited in the UFAM Fish Collection. (Bar = 1 cm).

espécies coletadas, tanto nos igarapés íntegros, quanto nos poluídos, está próximo ao número real do ambiente. Tanto o índice Jackknife quanto a curva de rarefação demonstraram a possibilidade da inclusão de novas espécies, além das já capturadas, com um provável aumento de esforço de pesca nos igarapés, principalmente nos igarapés íntegros.



**Figura 5.** Curvas de rarefação das assembleias de peixes (95% de confiança), observadas nos igarapés íntegros (afluentes do igarapé Quarenta) e poluídos (afluentes do igarapé Mindu) localizados dentro do fragmento florestal da UFAM, Manaus, norte do Brasil.

**Figure 5.** Rarefaction curves of fish assemblages (95% of confidence), observed in the preserved (tributaries of the Quarenta stream) and polluted *igarapés* (tributaries of the Mindu stream) located inside the forest fragment of UFAM, Manaus, northern Brazil.

Os maiores valores de riqueza de espécies foram encontrados nos igarapés íntegros, entre 4 a 10 espécies por igarapé, com média de 7,0 espécies ( $\pm 2,1$ ), enquanto que, os igarapés poluídos tiveram no máximo duas espécies capturadas, com média de 1,67 ( $\pm 0,58$ ) por igarapé. Já a abundância foi maior nos igarapés poluídos, com média de 176,0 ( $\pm 216,2$ ), devido à alta abundância da espécie exótica *Poecilia reticulata*. Para os igarapés íntegros a abundância média foi de 54,8 ( $\pm 25,1$ ) indivíduos por trecho de 100m amostrados.

A diversidade foi considerada alta para os igarapés íntegros, com valor médio de  $H' = 1,41$  ( $\pm 0,35$ ) e variação entre  $H' = 0,95$  a 1,96, além de altos valores de equitabilidade  $E = 0,74$  ( $\pm 0,12$ ) e, baixa dominância, com média de  $d = 0,47$  ( $\pm 0,14$ ). Já para os igarapés poluídos a diversidade e equitabilidade foram baixas, com valores de  $H' = 0,02$  ( $\pm 0,03$ ) e  $E = 0,05$  ( $\pm 0,04$ ), porém com alto valor de dominância ( $d = 1,00 \pm 0,005$ ).

#### Características dos ecossistemas

Nos dez igarapés do fragmento florestal da UFAM amostrados, foram encontrados dois tipos de situação: (a) oito igarapés íntegros, com água transparente e límpida, com pouco ou nenhum impacto antropogênico evidente. Alguns desses igarapés apresentam alagados marginais (charcos com áreas de buritizal, *Mauritia flexuosa* LINNAEUS) com abundante liteira (resto de galhos, troncos, folhas, frutos e sementes). Esses igarapés nascem dentro do fragmento florestal e desembocam, já poluídos, em um igarapé maior localizado fora do fragmento (igarapé

do Quarenta) (Figura 6); (b) dois igarapés poluídos, que nascem em área urbanizada e percorrem longos trechos de floresta nas bordas do fragmento, e apresentam indícios de poluição, assoreamento, dentre outras perturbações antrópicas. Os igarapés poluídos possuem águas turvas e com mau cheiro, além de trazerem consigo grandes quantidades de materiais sólidos em suspensão (lixo). Esses igarapés poluídos são afluentes da bacia do igarapé Mindu (Figura 6).

Os igarapés íntegros apresentaram largura média 1,48 m ( $\pm 0,39$ ), profundidade média de 13,6 cm ( $\pm 6,1$ ) e com abertura do dossel média 14,5% ( $\pm 3,0$ ). A velocidade da corrente média 0,123 m/s ( $\pm 0,053$ ), com vazão média de 0,022 m<sup>3</sup>/s ( $\pm 0,010$ ) e a maior parte de seus leitos continha liteira (46,1%), areia (18,9%), argila (17,4%), raízes (12,3%) e tronco (5,3%). As águas apresentaram-se fracamente ácidas, com valores de pH em média de 5,2 ( $\pm 0,45$ ), com baixa condutividade elétrica 10,9  $\mu$ S/cm ( $\pm 5,1$ ) e bem oxigenadas, com valor médio de O<sub>2</sub> dissolvido 6,1 mg/L ( $\pm 0,5$ ). A temperatura mostrou-se pouco variável, com média de 25,1°C ( $\pm 1,1$ ). Os valores de amônia e nitrito foram baixos (0,019 mg/L  $\pm 0,025$  e 0,016 mg/L  $\pm 0,013$ , respectivamente).

Por outro lado, os igarapés poluídos apresentaram média de largura de 1,33 m ( $\pm 0,17$ ), profundidade de 17,6 cm ( $\pm 2,9$ ), com abertura do dossel de 38,0% ( $\pm 3,4$ ). A velocidade da correnteza foi de 0,10 m/s ( $\pm 0,014$ ) e a vazão de 0,023 m<sup>3</sup>/s ( $\pm 0,002$ ). Grande parte dos seus leitos eram cobertos por areia (49,0%), seixo/pedregulho/lixo (20,5%), raízes (13,0%), argila (8,0%) e tronco (2,5%). Suas águas apresentam valores de pH próximos ao neutro,



**Figura 6.** Ambientes aquáticos (igarapés e alagados marginais) íntegros, afluentes do igarapé do Quarenta (A-D) e poluídos afluentes do igarapé do Mindu (E-F) localizados no fragmento florestal urbano da UFAM, em Manaus, Amazonas, Brasil.

**Figure 6.** Conserved aquatic environments (igarapés and marginal wetlands), tributaries of the Quarenta stream (A-D) and polluted tributaries of the Mindu stream (E-F) found in the UFAM urban forest fragment in Manaus, Amazonas State, Brazil.

com média de  $6,6 (\pm 0,5)$ , com alta condutividade elétrica  $180,4 \mu\text{S}/\text{cm} (\pm 81,1)$  e valores mais baixos de  $\text{O}_2$  dissolvido, em média de  $2,8 \text{ mg}/\text{L} (\pm 0,4)$ . A temperatura apresentou média de  $27,6^\circ\text{C} (\pm 0,3)$ . Os valores de amônia e nitrito mostraram-se altos,  $3,89 \text{ mg}/\text{L} (\pm 0,14)$  e  $0,101 \text{ mg}/\text{L} (\pm 0,080)$ , respectivamente.

## Discussão

Nos igarapés poluídos do fragmento da UFAM foram verificados baixa transparência da água, forte odor devido à decomposição de matéria orgânica em suspensão, altos níveis de amônia e nitrito, baixos níveis de oxigênio, além

de modificações físicas do leito dos igarapés, com maior quantidade de areia, pedregulho e lixo (69,5% do leito coberto por esses compostos) e maior abertura do dossel. Essas características certamente modificaram a qualidade da água e o microclima desses igarapés poluídos do fragmento da UFAM. Estudos têm demonstrado que esses fatores interferem na ecologia e nos microhabitats de igarapés, influenciando a disponibilidade e variedade de nutrientes, e a taxa de decomposição da serapilheira e seus componentes, que, em parte, são responsáveis pela diversidade de peixes e invertebrados aquáticos (Walker, 1990; Silva, 1993, 1995; Cleto-Filho e Walker, 2001; Cleto-Filho, 2003; Beltrão, 2007; Couceiro *et al.*, 2006, 2011; Couceiro, 2007; Ferreira *et al.*, 2012).

Além disso, estudos revelam que os fragmentos urbanos de Manaus (incluindo o fragmento da UFAM) são constantemente invadidos para extração de madeira, palha, areia, terra, além de coleta de frutos silvestres, como o tucumã (*Astrocaryum aculeatum* HUBER), o açai (*Euterpe precatoria* MART) e o buriti (*Mauritia flexuosa* MART) que ocorrem principalmente em alagados marginais ao longo dos igarapés (Gontijo, 2008). Nesse contexto, a ação antrópica vem interferindo na preservação da floresta urbana da UFAM, provocando desequilíbrio ambiental e à destruição da área florestada e, por consequência, prejuízos às nascentes de água (Caldas, 2016). No entanto, mesmo com esses fatores negativos, a área do fragmento florestal da UFAM, ainda possui igarapés com características de boa integridade, que fornecem microhabitats para a manutenção das espécies de peixes e invertebrados aquáticos, como os constatados no presente estudo, em nascentes da microbacia do igarapé do Quarenta.

A maioria das características de boa integridade observadas nos igarapés da UFAM é comumente encontrada em igarapés de terra firme da Amazônia Central (Kirovsky, 2001; Cleto-Filho e Walker, 2001; Beltrão, 2007; Couceiro *et al.*, 2011; Zuanon *et al.*, 2015). Segundo Beltrão (2007), igarapés em áreas de fragmentos florestais urbanos de Manaus suportam um número razoável de espécies de peixes nativos, com razoável valor de diversidade Beta (41 espécies). Nos igarapés da Reserva Ducke, uma Área de Preservação Florestal Federal, com 10000 ha, localizado na periferia de Manaus, é grande a ocorrência de pequenos Characiformes (24 espécies), Siluriformes (17), Perciformes (13) e Gymnotiformes (12) (Mendonça *et al.*, 2005; Zuanon *et al.*, 2015), sendo esses quatro grupos as principais ordens encontradas em pequenos igarapés da Amazônia Central (Zuanon *et al.*, 2015). Entretanto, apenas Characiformes (9 espécies) e Perciformes (7), possuem um número razoável de espécies nos igarapés do fragmento da UFAM. Para as outras duas ordens (Siluriformes e Gymnotiformes), foi amostrada apenas uma única espécie, cada.

É possível que espécies de Siluriformes e Gymnotiformes sejam mais vulneráveis à fragmentação e à poluição,

sendo sua baixa ocorrência nos igarapés do fragmento da UFAM provavelmente decorrente desses fatores, embora, não tenhamos um histórico de coletas mais amplos ao longo do tempo. Contudo, a baixa ocorrência de Siluriformes e Gymnotiformes é corroborada pelo estudo de Beltrão (2007), que encontrou 13 espécies de Characiformes, 11 de Perciformes, além de apenas duas espécies da ordem dos Siluriformes e uma de Gymnotiformes, em igarapés de 15 fragmentos florestais urbanos de Manaus.

Já as espécies exóticas e alóctones mais generalistas, podem ser favorecidas pela interferência antrópica nos igarapés que compõem as paisagens desse fragmento, especificamente nos ambientes poluídos, afluentes do igarapé Mindu, devido à elevada carga de efluentes domésticos, onde a espécie *Poecilia reticulata* (guppy) foi coletada com maior abundância. Essa espécie exótica, com distribuição natural para ilhas do Caribe e norte da Venezuela (Eschmeyer *et al.*, 2018) e uma das espécies mais populares do aquarismo mundial (Chapman, 2000), foi a espécie mais abundante nos igarapés poluídos do fragmento da UFAM.

*Cichlassoma amazonarum*, um ciclíldeo de médio porte, alóctone, com distribuição natural restrita aos lagos de várzea da Amazônia Central (Soares *et al.*, 2007) e, que invade os igarapés poluídos da cidade de Manaus (Beltrão, 2007), também foi capturada nos igarapés poluídos do fragmento florestal da UFAM. Além disso, *Callichthys callichthys*, um pequeno Siluriformes ocorrente em igarapés Amazônicos (Zuanon *et al.*, 2015), também foi coletado em um igarapé poluído. Acredita-se que essas espécies, certamente apresentam mecanismos de tolerância à poluição, para suportarem os elevados níveis de amônia e nitrato, além de baixos níveis de oxigênio que ocorrem nesses ambientes poluídos. Um exemplo é a espécie *P. reticulata*, já relatada em igarapés poluídos de outras cidades do Brasil (Castro *et al.*, 2003, 2004; Oliveira e Bennemann, 2005; Cunico *et al.*, 2006; Magalhães, 2008; Magalhães e Jacobi, 2013), além de *C. amazonarum*, comum em outros igarapés poluídos da cidade de Manaus (Beltrão, 2007). Isso sugere que essas espécies podem viver em ambientes sinantrópicos, ou seja, espécies que se beneficiam das condições ecológicas criadas pela atividade humana no processo de urbanização. Assim, sugere-se que as espécies *P. reticulata* e *C. amazonarum* sejam classificadas como indicadoras biológicas de igarapés alterados (poluídos) em áreas urbanas da Amazônia Central. Esses resultados são semelhantes aos encontrados por Beltrão (2007) que relata que as espécies exóticas *Oreochromis niloticus* (exótica de origem africana), *P. reticulata* e a alóctone *C. amazonarum* como indicadores biológicos de igarapés poluídos de fragmento florestal da cidade de Manaus.

Já as espécies nativas *Copella calliolepis*, *Pyrrhulina brevis*, *Anablepsoides micropus*, *Erythrinus erythrinus*, *Crenuchus spilurus* e *Aequidens pallidus* podem ser classificadas como indicadoras de ambientes integros dos iga-

rapés de terra firme da Amazônia Central, visto que são abundantes e comumente encontradas em trabalhos realizados nessa região (Silva, 1995; Mendonça *et al.*, 2005; Beltrão, 2007; Anjos e Zuanon, 2007; Espírito-Santo *et al.*, 2008; Kemenes e Forsberg, 2014).

O monitoramento futuro de todas as espécies encontradas neste estudo representa uma importante ferramenta para avaliar a situação dos ambientes, uma vez que em 2007, apenas 11 espécies foram registradas, em 2012 foram acrescentadas mais sete espécies e em 2016/2017 mais cinco espécies foram incluídas (ver Tabela 1). Este estudo adicionou 6 espécies à lista taxonômica de peixes em igarapés de fragmentos florestais urbanos da região da cidade de Manaus, somadas as 41 espécies encontradas no estudo de Beltrão (2007), sendo elas: *Poecilocharax weitzmani*, *Anablepsoides ornatus*, *Synbranchus* sp. "reticulado", *Elachocharax pulcher*, *Characidium* cf. *pellucidum*, e *Apistogramma gephyra*.

No presente estudo, as barreiras químicas impostas pela urbanização (nascentes íntegras que drenam para o igarapé do Quarenta, ao fluírem para a borda do fragmento e chegarem a áreas habitacionais, ficam altamente poluídas, devido ao despejo de esgoto doméstico e industrial (Silva *et al.*, 1999; Melo *et al.*, 2005; Beltrão, 2007). Essas mudanças certamente podem ser responsáveis pelo isolamento de populações, bem como por parte das diferenças observadas na composição de espécies entre as nascentes que compõem a rede de drenagem da microbacia do igarapé do Quarenta. A poluição observada em dois dos igarapés desse fragmento e que drenam para a microbacia do Mindu, certamente pode ser responsável pelo desaparecimento das espécies nativas e pela invasão de espécies exóticas e/ou alóctones nessas nascentes. As duas microbacias estudadas (Quarenta e Mindu) são consideradas as mais importantes da cidade de Manaus (Silva e Silva, 1993; Waichman e Borges, 2003), e possuem nascentes na área do fragmento florestal da UFAM. Assim, a poluição e a degradação podem dificultar, ou mesmo, impossibilitar, processos de recolonização nas nascentes de diferentes microbacias. Finalmente, a integridade dos igarapés e a manutenção da floresta, podem ser determinantes para a continuação e manutenção das espécies de peixes nativas nesse remanescente florestal urbano, e são fatores cruciais para a conservação e sustentação da biodiversidade urbana na Amazônia Central.

### Agradecimentos

Ao Dr. Célio de Magalhães (Pesquisador do INPA) pela identificação dos Decapoda. A Jansen Zuanon (Pesquisador do INPA) pela orientação. Ao Dr. Marcelo Gordo, do Instituto de Ciências Biológicas da UFAM, pela ajuda na localização dos igarapés e pelo apoio fundamental à preservação dos mananciais urbanos do fragmento da UFAM.

### Referências

- ANJOS, M.B.; ZUANON, J. 2007. Sampling effort and fish species richness in small terra firme forest streams of central Amazonia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, **5**(1):45-52. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000100006>
- AVMA, 2013. American Veterinary Medical Association: Guidelines for the Euthanasia of Animals. vol. 1. Disponível em: <https://www.avma.org/KB/Policies.pdf>. Acesso em: 03/08/2016.
- BELTRÃO, H.D.A. 2007. *Os efeitos da fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de pequenos igarapés da zona urbana da cidade de Manaus, Amazonas*. Manaus, AM. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 101 p.
- BERGER, W.H.; PARKER, F.L. 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep sea sediments. *Science*, **168**(3937):1345-1347. <https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345>
- BOYD, C.E.; TUCKER, C.S. 1992. *Water quality and pond soil. Analyses for aquaculture*. Auburn, Auburn University, 183 p.
- CALDAS, S.R. 2016. *Impactos Ambientais sobre a Floresta da UFAM*. Manaus, AM. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Amazonas, 175 p.
- CASSEMIRO, F.A.S.; BAILLY, D.; GRAÇA, W.J.; AGOSTINHO, A.A. 2017. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, **817**(1):133-154. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>
- CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; FERREIRA, K.M.; RIBEIRO A.C.; BENINE, R.C.; DARDIS, G.Z.P.; MELO, A.L.A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Parapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, **3**(1):1-31. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032003000100007>
- CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; MELO, A.L.A.; MARTINS, L.S.F.; FERREIRA, K.M.; GIBRAN, F.Z.; BENINE, R.C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO A.C.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; PELIÇÃO, G.Z.; STOPIGLIA, R.; LANGEANI F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, **4**(1):1-39. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000100006>
- CAVALCANTE, K.V.; CARVALHO, A.S.; PINHEIRO, E.S.; GORDO, M.; FRAXE, T. 2014. Gestão Ambiental: Zoneamento Ambiental do Campus da UFAM. In: V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, V, Belo Horizonte, 2014. *Proceedings...* Belo Horizonte, 1:1-4.
- CHAPMAN, F.A. 2000. Ornamental fish culture, freshwater. *Encyclopedia of Aquaculture*, **3**(1):602-610.
- CLETO-FILHO, S.E.N. 2003. Urbanização, poluição e biodiversidade na Amazônia. *Ciência Hoje*, **33**(192):72-75.
- CLETO-FILHO, S.E.N.; WALKER, I. 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. *Acta Amazonica*, **31**(1):69-89. <https://doi.org/10.1590/1809-43922001311089>
- COUCEIRO, S.R.M. 2007. Impactos da urbanização na vida aquática amazônica. *Ciência hoje*, **40**(236):64-67.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; FONSECA, C.P. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecology*, **36**(6):628-637.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P.; LUZ, S.L.B. 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, **18**(2012):118-125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. 2006. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, **575**(1):271-284. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0373-z>

- CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**(4):1101-1110. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000400018>
- DUDGEON, D.; ARTHINTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, A.H.P.R.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Freshwater Biodiversity*, **81**(2):163-182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- ENGELBRECHT, B.M.J.; HERZ, H.M. 2001. Evaluation of different methods to estimate understory light condition in tropical Forest. *Journal Tropical Ecology*, **17**(2):207-224. <https://doi.org/10.1017/S0266467401001146>
- ESCHMEYER, W.N.; FRICKE, R.; LAAN, R.V.D. 2018. Catalog of Fishes: Genera, Species, References. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/>. Acesso em: 02/01/2018.
- ESPIRITO-SANTO, H.M.V.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; LANDEIRO, V.L. 2008. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*, **54**(3):536-548. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02129.x>
- FERREIRA, S.J.F.; MIRANDA, S.A.F.; FILHO, A.O.M.; SILVA, C.C. 2012. Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. *Acta Amazônica*, **42**(4):533-540. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000400011>
- GONTIJO, J.C.F. 2008. *Uso e características dos fragmentos florestais urbanos da cidade de Manaus/AM*. Manaus, AM. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Amazonas, 99p.
- GUREVITCH, J.; PADILLA, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecology and Evolution*, **19**(9):470-474. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.005>
- HADDAD, N.M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J. C.; DAVIES, K.F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R.D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, C.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.I.; EWERS, vancep, **1**(2):e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2016. Resultados do Universo do Censo 2015: cidade de Manaus, AM. Disponível em: [www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php](http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php). Acesso em: 03/08/2016.
- KEMENES, A.; FORSBERG, B.R. 2014. Factors influencing the structure and spatial distribution of fishes in the headwater streams of the Jaú River in the Brazilian Amazon. *Brazilian Journal Biology*, **74**(3):23-32. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06812>
- KIROVSKY, A.L. 2001. Peixes de Igarapés: Conhecer para Proteger. *Ciência Hoje*, **30**(177):65-69.
- KNÖPPEL, H.A. 1970. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient ecology of Amazonian rainforest streams. *Amazoniana*, **2**(3):257-352.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. 2<sup>nd</sup> ed., Menlo Park, Benjamin/Cummings, 620 p.
- LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J.L.C.; LUIZÃO, R.C.C.; LAURANCE, S.G.; PIMM, S.L.; BRUNA, F.M.; STOUFFER, P.C.; WILLIAMSON, G.B.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H.L.; VAN HOUTAN, K.S.; ZARTMAN, C.E.; BOYLE, S.A.; DIDHAM, R.K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T.E. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, **144**(1):56-67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.021>
- LEPRIEUR, F.; BEAUCHARD, O.; BLANCHET, S.; OBERDORFF, T.; BROSSE, S. 2008. Fish Invasions in the World's River Systems: When Natural Processes Are Blurred by Human Activities. *Plos Biology*, **6**(2):404-410. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060028>
- LIMA-JUNIOR, S.E.; CARDONE, I.B.; GOITEIN, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, **15**(3):284-290. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00156.x>
- LINS, J.A.P.N.; KIRSCHNIK, P.G.; QUEIROZ, V.C.; CIRIO, S.M. 2010. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. *Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambiental*, **8**(4):469-484. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v8i4.11018>
- MAGALHÃES, A.L.B. 2008. O gupi *Poecilia reticulata* Peters (Osteichthyes, Poeciliidae) introduzido na Serra do Espinhaço, Minas Gerais. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, **92**(3):5-7.
- MAGALHÃES, A.L.B.; JACOBI, C.M. 2013. Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to southeastern Brazilian rivers. *Neotropical Ichthyology*, **11**(2):433-441. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000003>
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. New York, Chapman and Hall, 215 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- MELO, E.G.F.; SILVA, M.S.R.; MIRANDA, S.A.F. 2005. Influência antrópica sobre águas de igarapés na cidade de Manaus – Amazonas. *Caminhos de Geografia*, **5**(16):40-47. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. 2005. Relationships between habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazônia. *Copeia*, **4**(4):750-763. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2)
- NESSIMIAN, J.L.; VENTICINQUE, E.M.; ZUANON, J.; MARCO-JR, P.D.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J.D.; JUEN, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, **614**(1):117-131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos ambientalidade e demandas sociais. Manaus, UFAM-EDUA, 295 p.
- OLIVEIRA, J.A.; ALECRIM, J.D.; GASNIER, T.R.J. 2003. *Cidade de Manaus: visões interdisciplinares*. Manaus, UFAM-EDUA, 295 p.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE MANAUS (PMM). 2016. Disponível em: [www.pmm.am.gov.br](http://www.pmm.am.gov.br). Acesso em: 03/12/2016.
- REVENGA, C.; CAMPBELL, I.; ABELL, R.; VILLIERS, P.; BRYER, M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, **360**(1454):397-413. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1595>
- REVENGA, C.; KURA, Y. 2003. *Status and trends of biodiversity of inland water ecosystems*. Montreal, Secretary of the Convention on Biological Diversity, 143 p. (Technical Series, 11).
- REVENGA, C.; MURRAY, S.; ABRAMOVITZ, J.; HAMMOND, A. 1998. *Watersheds of the World: Ecological Value and Vulnerability*. Washington, DC, World Resources Institute, 365 p.
- SILVA, C.P.D. 1993. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, **23**(2-3):271-285. <https://doi.org/10.1590/1809-43921993733785>
- SILVA, C.P.D. 1995. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. *Amazoniana*, **13**(3/4):221-236.
- SILVA, E.N.S.; SILVA, C.P.D. 1993. A expansão de Manaus como exemplo do processo de extinção de igarapés. In: E.J.G. FERREIRA; G.M. SANTOS; E.L.M. LEÃO; L.A. OLIVEIRA (org.), *Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia*. Manaus, INPA, 2, p. 25-42.

Ictiofauna do maior fragmento florestal urbano da Amazônia: sobrevivendo ao concreto e à poluição

- SILVA, M.S.R.; RAMOS, J.F.; PINTO, A.G.N. 1999. Metais de transição nos igarapés de Manaus-AM. *Acta Limnológica Brasiliense*, **11**(2):89-100.
- SOARES, M.G.M.; COSTA, E.L.; SIQUEIRA-SOUZA, F.K.; BELTRÃO, H.D.A.; YAMAMOTO, K.C.; FREITAS, C.E.C. 2007. *Peixes de lagos do médio Rio Solimões- Projeto PIATAM*. Manaus, EDUA, 172 p.
- WAICHMAN, A.V.; BORGES, J.T. 2003. Recursos Hídricos Urbanos – Proposta de um modelo de planejamento e gestão integrada e participativa no município de Manaus-AM. *Tecnologia & Ciência da Amazônia*, **1**(3):40-44.
- WALKER, I. 1990. Ecologia e biologia dos igarapés e igarapés. *Ciência Hoje*, **11**(64):46-52.
- ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; ESPIRITO-SANTO, H.M.; DIAS, M.S.; GALUCH, A.V.; AKAMA, A. 2015. *Guia de Peixes da Reserva Ducke, Amazônia Central*. Manaus, INPA, 154 p.

Submitted on November 9, 2017

Accepted on March 31, 2018