

Artigo

Influência da Integridade Ambiental na Ocorrência de Espécies Nativas e Invasoras de Peixes em Igarapés Urbanos da Amazônia Sul-Occidental

Anna Cristyna Tavares Costa^{1*}, Dayana Tamiris Brito dos Santos Catâneo², Bruno Stefany Feitoza Barros³, Carolina Rodrigues da Costa Doria⁴

Citação: Costa, A.C.T.; Catâneo, D.T.B.S.; Barros, B. S.; Doria, C.R.C. A relação entre integridade ambiental e a ocorrência de espécies exóticas invasoras de peixes em igarapés urbanos da Amazônia Sul-Occidental. *RBCA* 2025, 14, 1. p.39-52

Editoras de Seção: Dra. Karen Janones da Rocha e Dra. Marcela Alvares Oliveira

Recebido: 31/03/2024

Aceito: 19/03/2025

Publicado: 04/04/2025

Nota do editor: A RBCA permanece neutra em relação às reivindicações jurisdicionais em sites publicados e afiliações institucionais.



Copyright: © 2025 pelos autores. Enviado para possível publicação em acesso aberto sob os termos e condições da licença Creative Commons Attribution (CC BY) (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

- ¹ Graduanda, Laboratório de Ictiologia e Pesca, Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR, ORCID 0009-00,, annacristyna.unir@gmail.com
- ² Bióloga, Mestre, Laboratório de Ictiologia e Pesca, Fundação Universidade Federal de Rondônia - UNIR, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE, ORCID 0000-0001-6465-9638, daybrito65@gmail.com
- ³ Biólogo, Mestre, Laboratório de Ictiologia e Pesca, Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR, ORCID 0000-0003-2731-2883, bruno.barros@unir.br
- ⁴ Bióloga, Doutora, Laboratório de Ictiologia e Pesca, Fundação Universidade Federal de Rondônia - UNIR, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE ORCID 0000-0003-1638-0063, carolinarcdoria@unir.br
- * Correspondência: annacristyna.unir@gmail.com

Abstract: The occurrence of invasive exotic species (IES) in aquatic ecosystems is often the result of human activities, and a series of adaptive mechanisms contribute to their spread into new habitats. In the Amazon basin, a complex network of small streams plays a vital role in balancing ecosystem functions, although it is sensitive to disturbances such as the disorderly and intense urban expansion observed in the region. In this scenario, the present study investigated the occurrence of IES fish in urban streams of Porto Velho, in the Southwestern Amazon, and its relationship with the environmental condition of these ecosystems using a Habitat Integrity Index (HII). Following the streams protocol of the Monitoring Program, a total of 8,584 individuals and abiotic parameters were collected from 10 streams, with only 1,074 being native species and 7,510 being invasive species *Oreochromis niloticus* (Tilapia, 364 individuals) and *Poecilia reticulata* (Guppy, 7,146 individuals). Invasive species dominated in streams affected by human activity, indicating that environmental degradation is facilitating the success of IES in urban streams, which was confirmed by Spearman correlation analysis, revealing a strong negative relationship between the abundance of IES, native species (-0.895; $p < 0.05$), and the HII (-0.911; $p < 0.05$). Additionally, there was a significant positive correlation between the presence of IES and temperature (0,001; $p < 0.05$). These results highlight the importance of conservation policies and environmental management to preserve the health of aquatic ecosystems in the Amazon, aiming to mitigate the impacts of invasive exotic species and protect native biodiversity.

Keywords: Porto Velho; Degraded environments; Ichthyofauna; Aquatic ecosystems.

Resumo: A ocorrência de espécies exóticas invasoras (EEI) em ecossistemas aquáticos é frequentemente resultado de atividades humanas e uma série de mecanismos adaptativos contribuem para sua disseminação em novos habitats. Na bacia amazônica, uma complexa rede de pequenos riachos desempenha um papel vital no equilíbrio das funções ecossistêmicas, embora seja sensível a perturbações, como a expansão urbana desordenada e intensa observada na região. Neste cenário, o presente estudo investigou a ocorrência de EEI de peixes em igarapés urbanos de Porto Velho, na Amazônia Sul-Occidental, e a relação com a situação ambiental destes ecossistemas

utilizando um Índice de Integridade do Habitat (HII). Seguindo o protocolo de igarapés do Programa Monitora, foram coletados um total de 8.584 indivíduos e parâmetros abióticos de 10 igarapés, apenas 1.074 são de espécies nativas e 7.510 das espécies invasoras *Oreochromis niloticus* (Tilápia, 364 exemplares) e *Poecilia reticulata* (Guppy, 7.146 exemplares). As espécies invasoras dominaram em igarapés afetados pela atividade humana, indicando que a degradação ambiental está facilitando o sucesso das EEI nos riachos urbanos, o que foi confirmado pela análise de correlação de Spearman, que revelou uma forte relação negativa entre a abundância de EEI, espécies nativas (-0,895; $p < 0,05$) e o HII (-0,911; $p < 0,05$). Além disso, houve uma correlação positiva significativa entre a presença de EEI e a temperatura (0,585; $p < 0,05$). Esses resultados destacam a importância de políticas de conservação e manejo ambiental para preservar a integridade dos ecossistemas aquáticos na Amazônia, visando mitigar os impactos das espécies exóticas invasoras e proteger a biodiversidade nativa.

Palavras-chave: Porto Velho; Ambientes degradados; Ictiofauna; Ecossistemas aquáticos.

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos urbanos são frequentemente ameaçados pela crescente pressão antropogênica associada à urbanização desordenada (Anim et al., 2018; Ferreira et al., 2021). Dentre estas, figura a introdução de espécies exóticas, que na maioria das vezes resultam em invasões biológicas, precursoras de alterações nas características ecológicas de comunidades naturais, sendo a segunda principal causa da perda da biodiversidade do planeta (Bellard et al., 2016; Francis & Chadwick, 2015; Walsh et al., 2016). As invasões têm aumentado a taxas sem precedentes, impulsionadas pela globalização, que ao facilitar o trânsito marítimo e aéreo entre os continentes, promoveu a dispersão de espécies, principalmente aquelas com importância comercial, de diversos continentes para a região neotropical (Frehse et al., 2016; Seebens et al., 2017).

A sucessividade entre os processos de introdução, estabelecimento e dispersão de uma espécie em um novo habitat, que represente ameaça a biodiversidade, a caracteriza como uma espécie exótica invasora (EEI) (Blackburn et al., 2011). Os impactos associados à ocorrência de EEI vão além do caráter ecológico e ambiental, englobando riscos à saúde humana e de outras espécies, resultando em prejuízos econômicos e culturais. Diante disso, o tema tem recebido crescente atenção nos últimos anos, estando a detecção, erradicação de EEI e prevenção de novas introduções, entre as principais metas de acordos globais para preservação do meio ambiente e a biodiversidade (CDB, 2010).

Os igarapés destacam-se como os ecossistemas aquáticos mais propensos à introdução de EEI em áreas urbanas, frequentemente associadas às práticas de aquicultura e aquariofilia (Leprieur et al., 2008; Gubiani et al., 2018). Esses ecossistemas desempenham um papel crucial na qualidade de vida das comunidades urbanas e são especialmente relevantes para a preservação da biodiversidade (Díaz et al., 2018; Ranta et al., 2021). Na região neotropical, os igarapés abrigam a maior riqueza e endemismo de espécies do mundo, com destaque para os sistemas da bacia amazônica que devem ser prioridade de conservação global (Abell et al., 2008). Essa mesma região, que abriga a maior diversidade ictiológica de água doce do mundo (Cassemiro et al., 2023), é citada por Leprieur et al. (2008) como um hotspot para o crescimento de introduções das EEI.

Com o avanço da urbanização e o crescimento populacional acelerado, a descaracterização desses ambientes devido a presença de moradias no entorno, despejo inadequado de rejeitos, esgotos domésticos não tratados e retirada da mata ciliar, desencadeiam a degradação do ambiente (Larentis et al., 2022; Santos et al., 2021). Com isso, o ecossistema fica vulnerável e favorável ao estabelecimento de EEI. A esses igarapés alterados, a presença de EEI pode ainda afetar a produtividade primária, decomposição,

hidrologia, geomorfologia, ciclagem de nutrientes, causando perturbações e até mesmo prejudicando espécies nativas (Hooper & Vitousek, 1997).

Igarapés com essas características são frequentemente reportados na área urbana da cidade de Porto Velho, estado de Rondônia (Sampaio et al., 2012; Gonzaga et al., 2021), classificado em último lugar no ranking de saneamento básico brasileiro no ano de 2023 (Trata Brasil, 2023), resultante da expansão desordenada da urbanização em áreas próximas aos igarapés (Ferreira et al., 2012; Rocha et al., 2018). Tais mudanças acarretam sérios impactos a esses ecossistemas que, apesar de serem pequenos cursos d'água, abrigam expressiva diversidade de peixes, e exercem importante função para o bem-estar das populações do entorno (Espírito-Santo et al., 2013).

Neste estudo, caracterizamos as comunidades de peixes de igarapés urbanos e periurbanos da cidade de Porto Velho, Rondônia, com objetivo de investigar ocorrência de espécies exóticas invasoras (EEI), avaliar a influência da integridade do habitat e dos parâmetros limnológicos na sua abundância. Com isso, visamos contribuir na detecção precoce de EEI, identificação das vias e vetores de introdução e, sugerir formas de prevenção a novas invasões em ecossistemas aquáticos amazônicos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Porto Velho é a capital do estado de Rondônia, localizada na margem direita do Rio Madeira, região norte do Brasil (Figura 1). Sua delimitação urbana abrange aproximadamente 118.96 km², e conta com uma área de 34.090,952km² (IBGE, 2022). Ao longo de sua extensão são reconhecidas cinco bacias urbanas, sendo seus cursos afluentes do Rio Madeira, são elas, a bacia do Igarapé Grande com 1.327,84 ha, Igarapé dos Tanques com 2.196,84 ha, Igarapé Tancredo Neves com 2.153,80 ha, Belmont com 2.456,93 ha e Bate Estacas com 2.456,93 ha, todos dentro do perímetro urbano (Silva, 2020).



Figura 1. Cidade de Porto Velho, Rondônia com a indicação de cada igarapé amostrado no estudo.

2.2 Pontos de coleta e periodicidade de amostragem

Foram selecionados 10 igarapés urbanos e periurbanos na cidade de Porto Velho, de fácil acesso e pouco influenciados pelo pulso de inundação do rio maior e de terceira ordem (Figura 1). Na amostragem buscamos contemplar as cinco bacias urbanas e igarapés com diferentes níveis de degradação. Realizou-se duas campanhas de coletas durante o ano de 2022, uma no período chuvoso entre os meses de março a junho e outra no período de águas baixas da região, nos meses de agosto e setembro de 2022.

2.3 Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada seguindo o protocolo avançado para igarapés do Programa Monitora, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICM-Bio/MMA; Dantas, et al., 2022), adaptado para as condições sanitárias dos igarapés urbanos conforme a licença emitida pelo SISBIO N° 77414-1. Para isso, foi estabelecido em cada igarapé um trecho de 100m, onde foram feitas marcações dos pontos 0m, 25m, 50m, 75m e 100m, no sentido foz-cabeceira.

2.4 Variáveis limnológicas

Em todos os pontos foram obtidas medidas características físico-químicas da água como temperatura (°C); condutividade (mS.cm); oxigênio dissolvido (mg/L); pH e turbidez (NTU). Essas variáveis foram medidas tanto para caracterização limnológica dos pontos de coleta, quanto para verificar possíveis relações com a ocorrência de espécies exóticas invasoras.

2.5 Amostragem da ictiofauna

Para a amostragem da ictiofauna, as extremidades do canal foram bloqueadas por duas redes de cerco com malha de 5 mm entre nós opostos cada, para confinar os peixes num intervalo de 50 metros. A coleta ativa foi realizada durante uma hora ininterrupta, por três pessoas, com o emprego de apetrechos que permitem melhor eficiência da captura de peixes nos mais variados micros habitats. Estes apetrechos incluem redes de cerco, puçás/rapichês e peneiras, todos de malhas entre 0,1 e 0,5 mm, sendo os mais adequados para a ictiofauna de riachos amazônicos (Mendonça et al., 2005). Durante a coleta foram utilizados equipamentos para proteção individual a fim de evitar o contato dos coletores com a água dos igarapés, para isso foram utilizadas luvas e trajas impermeáveis de borracha.

Os exemplares capturados foram submetidos à eutanásia através da adição do anestésico eugenol antes de serem fixados em formalina a 10%, posteriormente lavados para remoção do excesso de formol e, por fim, foram acondicionados em álcool 70%. Os espécimes estão armazenados na coleção ictiológica do Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia - LIP/UNIR. A triagem e identificação foi realizada através de estereomicroscópios, uso de chaves dicotômicas específicas (Queiroz et al., 2013; Vieira et al., 2016) e o auxílio de especialistas. Em sequência, os exemplares foram depositados e tombados na Coleção de Peixes do LIP/UNIR.

2.6 Análise de dados

As informações taxonômicas foram utilizadas para caracterizar a estrutura das comunidades de peixes, através da riqueza, abundância absoluta, abundância relativa e diversidade. A riqueza foi calculada pelo número de espécies capturadas em cada igarapé. A abundância absoluta foi representada pelo número total de indivíduos de uma espécie, enquanto a abundância relativa pela relação do número de indivíduos de uma espécie pelo número total de indivíduos.

A diversidade foi calculada utilizando o índice de Shannon-Wiener (H') através da equação $H' = -\sum(p_i \ln(p_i))$, onde P_i representa a proporção de indivíduos de cada espécie na comunidade. A dominância é representada pelo índice de Simpson (D), com a aplicação da equação $D = \sum(p_i^2)$, onde P_i é a proporção de indivíduos da espécie i na amostra.

O grau de degradação dos igarapés foi avaliado utilizando o Índice de Integridade do Habitat (HII), composto por 12 métricas, que inclui o acesso ao igarapé, largura e integridade da mata ciliar, vegetação da zona ciliar até 10 m do canal, dispositivos de retenção, estrutura do canal, fluxo de água no canal, cobertura de dossel, ausência de ocupação humana, ausência de efluentes domésticos ou industriais, ausência de densidade de construção e ausência de lixo despejado. A avaliação fornece uma

pontuação final que varia de 0 a 1. Com isso, os igarapés foram classificados em três categorias de integridade de acordo com a sua pontuação: score abaixo de 0,33 foram considerados degradados; escores entre 0,34 e 0,66 foram considerados intermediários e escores acima de 0,67 foram considerados preservados (Monteiro-Júnior et al., 2014).

Foi utilizada a Correlação de Spearman para investigar possíveis relações da abundância de EEI com as variáveis ambientais e o grau de degradação dos igarapés. Estas estimativas foram realizadas no software PAST versão 4.08 (Hammer et al., 2001).

3. RESULTADOS

3.1 Características Ambientais

Os três igarapés da área periurbana foram classificados como preservados pelo HII, são estes o Ig03, Ig09 e Ig10. Quanto aos da área urbana, dois igarapés foram classificados como intermediários (Ig01 e Ig02) e cinco como degradados (Ig04, Ig05, Ig06, Ig07 e Ig08) (Tabela 1).

Tabela 1: Pontuação e classificação dos igarapés a partir do Índice de Integridade do Habitat (HII).

Igarapé	Pontuação	Classificação	Referência
Ig04	0,16	Degradado	0 a 0,33
Ig05	0,27	Degradado	
Ig06	0,14	Degradado	
Ig07	0,15	Degradado	
Ig08	0,22	Degradado	
Ig01	0,36	Intermediário	0,34 a 0,66
Ig02	0,36	intermediário	
Ig03	0,85	Preservado	0,67 a 1,0
Ig09	0,68	Preservado	
Ig10	0,69	Preservado	

Quanto aos parâmetros limnológicos (Tabela 2), o oxigênio dissolvido foi o único que se apresentou abaixo do valor mínimo de 6 mg/L para água doce (classe I) estabelecido na resolução CONAMA 357/2005. Isso ocorreu nos igarapés Ig01 e Ig02 no período da cheia e no Ig06 na seca. Os maiores valores de pH foram encontrados nos igarapés Ig04 e Ig07 no período da seca, enquanto os menores valores no Ig03 para ambos os períodos sazonais. Condutividade elétrica e temperatura foram maiores nos igarapés Ig04, Ig06 e Ig07 e menores nos igarapés Ig03 e Ig09.

Tabela 2: Valores médios dos parâmetros físico-químicos dos 10 igarapés amostrados no estudo.

Igarapé	pH		Condutividade (mS/cm)		Temperatura (°C)		Oxig. Dissolvido (mg/L)	
	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca
Ig01	7,0	7,1	0,15	0,34	26,9	28,2	4,3	6,7
Ig02	7,8	7,5	0,17	0,28	27,7	27,5	4,9	7,3
Ig03	6,1	6,7	0,01	0,02	25,0	24,2	5,7	7,0
Ig04	7,8	8,1	0,29	0,65	34,0	26,8	5,4	7,5
Ig05	6,6	7,2	0,16	0,23	29,0	24,9	6,7	7,4
Ig06	6,7	7,6	0,25	0,46	29,6	29,5	5,4	4,7
Ig07	7,5	8,0	0,34	0,53	30,2	30,5	5,2	6,4
Ig08	7,1	6,8	0,19	0,22	27,4	28,7	5,1	7,1
Ig09	7,5	6,7	0,02	0,01	23,6	25,4	6,2	6,7
Ig10	7,1	7,4	0,17	0,35	26,2	25,2	5,7	7,5
Média	7,1	7,3	0,18	0,31	28,0	27,1	5,5	6,8
Desv. Pad	0,5	0,5	0,10	0,21	2,9	2,2	0,7	0,8
Mínimo	6,1	6,7	0,01	0,01	23,6	24,2	4,3	4,7

Máximo	7,8	8,1	0,34	0,65	34,0	30,5	6,7	7,5
--------	-----	-----	------	------	------	------	-----	-----

Os três igarapés da área periurbana foram classificados como preservados pelo HII, são estes o Ig03, Ig09 e Ig10. Quanto aos da área urbana, dois igarapés foram classificados como intermediários (Ig01 e Ig02) e cinco como degradados (Ig04, Ig05, Ig06, Ig07 e Ig08) (Tabela 3).

3.2 Estrutura da Comunidade de Peixes

Foram coletados um total de 8.584 indivíduos nos 10 igarapés amostrados. A composição revelou uma predominância de duas espécies exóticas invasoras: *Poecilia reticulata* (Guppy), com 7.146 indivíduos, e *Oreochromis niloticus* (Tilápia), com 364 indivíduos (tabela 3). Esta predominância supera o número de indivíduos de espécies nativas, conforme ilustrado na Figura 2.

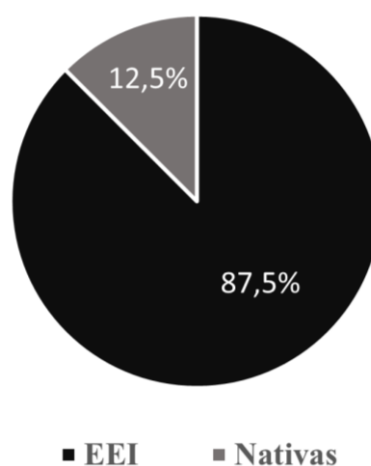


Figura 2: Proporção das espécies exóticas invasoras (EEI) e espécies nativas nos igarapés amostrados.

Tabela 3: Espécies identificadas nos igarapés estudados.

Espécies	N
"Axelroldia" lindeae	8
Acaronia nassa	3
Acestrorhynchus sp. "juvenil"	1
Aequidens tetramerus	59
Ancistrus cf. dubius	1
Apistogramma cf. pulchra	41
Apistogramma resticulosa	83
Astyanax aff. bimaculatus	22
Batrochoglanis raninus	1
Brachyhyopomus brevirostris	1
Bryconops cf. caudomaculatus	42
Bryconops cf. giacopinii	22
Copella callolleps	7
Crenicichla cf. inpa	2
Crenicichla sp. "juvenil"	1

<i>Ctenobrycon spilurus</i>	4
<i>Erythrinus erythrinus</i>	10
<i>Gymnotus carapo</i>	3
<i>Gymnotus coropinae</i>	9
<i>Helogenes marmoratus</i>	13
<i>Hemigrammus cf. bellottii</i>	114
<i>Hemigrammus durbinae</i>	1
<i>Hemigrammus neptunus</i>	42
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	21
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	1
<i>Hoplias malabaricus</i>	5
<i>Hoplosternum littorale</i>	16
<i>Hyphessobrycon agulha</i>	128
<i>Hyphessobrycon ericae</i>	5
<i>Hypoptomatinæ sp. "juvenil"</i>	2
<i>Hypopygus lepturus</i>	6
<i>Hypostomus cf. plecostomus</i>	69
<i>Hypostomus sp. "juvenil"</i>	24
<i>Iguanodectes geisleri</i>	7
<i>Ituglanis cf. amazonicus</i>	3
<i>Leporinus friderici</i>	1
<i>Mesonauta festivus</i>	52
<i>Microcharacidium eleotrioides</i>	2
<i>Microschemobrycon casiquire</i>	2
<i>Moenkhausia bonita</i>	1
<i>Moenkhausia comma</i>	7
<i>Moenkhausia melogramma</i>	2
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	12
<i>Nannostomus diagrammus</i>	1
<i>Oreochromis niloticus</i>	364
<i>Otocinclus mura</i>	1
<i>Paracanthopoma sp. n 2</i>	11
<i>Phenacogaster cf. beni</i>	2
<i>Pimelodella howesi</i>	1
<i>Poecilia reticulata</i>	7453
<i>Pyrrhulina aff. australis</i>	1
<i>Pyrrhulina cf. australis</i>	3
<i>Pyrrhulina cf. brevis</i>	59
<i>Rhandia quelen</i>	1
<i>Rineloricaria cf. phoxocephala</i>	1
<i>Rineloricaria sp. "2"</i>	4
<i>Satanoperca jurupari</i>	4
<i>Serrapinnus cf. microdon</i>	18
<i>Symbranchus sp. "juvenil"</i>	11

<i>Symbranchus</i> sp. "karipunas"	1
<i>Synbranchus</i> sp. "karipunas"	2
<i>Tatia</i> aff. <i>galaxias</i>	2
Total Geral	8796

Ao analisar a ocorrência das duas EEI para cada igarapé (Figura 3), observou-se que *P. reticulata* e *O. niloticus* ocorreram em cinco dos igarapés (Ig02, Ig04, Ig05, Ig06 e Ig08). Enquanto nos igarapés Ig01 e Ig08, houve ocorrência apenas de *P. reticulata*. Em ambos os cenários a proporção de indivíduos de EEI em relação aos de espécies nativas foi maior. Os igarapés Ig03, Ig09 e Ig10 foram os únicos que não apresentaram ocorrência de EEI.

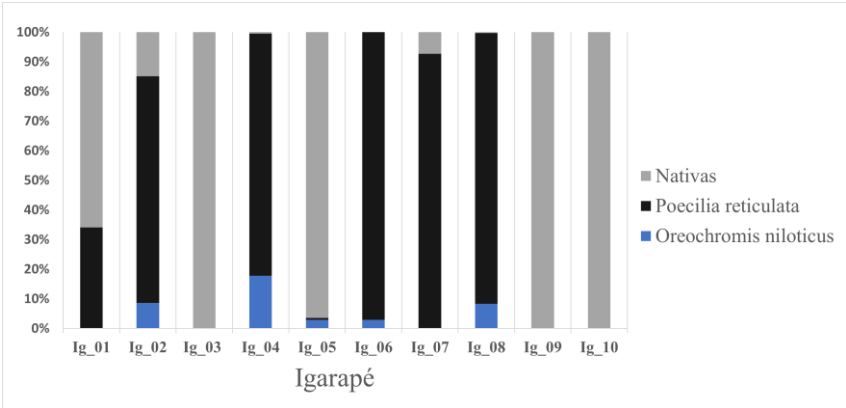


Figura 3: Frequência de ocorrência de *O. niloticus*, *P. reticulata* e das espécies nativas em cada ponto de coleta.

Os índices de Shannon e Simpson (Tabela 4), mostraram maior diversidade nos igarapés Ig09, Ig10 e Ig03 respectivamente, que demonstram menor impacto antropogênico. Por outro lado, os igarapés Ig06 e Ig08, mais afetados pelas atividades humanas, conforme a categorização de Catâneo et al., (2024), exibiram os menores valores de diversidade, refletindo-se também em sua riqueza.

Tabela 4: Índices de diversidade e riqueza aplicados em cada um dos igarapés amostrados.

Índices de diversidade	Ig_01	Ig_02	Ig_03	Ig_04	Ig_05	Ig_06	Ig_07	Ig_08	Ig_09	Ig_10
Abundância absoluta	534	255	211	660	140	4671	825	1017	206	65
Riqueza	11	4	21	4	16	3	4	3	27	11
Shannon	-0,43	-0,80	-1,95	-0,50	-1,68	-0,13	-0,32	-0,30	-2,55	-2,05
Simpson	0,16	0,40	0,73	0,30	0,71	0,06	0,14	0,16	0,89	0,85

A análise de correlação de Spearman revelou associações significativas entre as variáveis estudadas. Foi observada uma forte relação negativa entre a abundância de EEI, espécies nativas (-0,895; $p < 0,05$) e o HII (-0,911; $p < 0,05$). Além disso, houve uma correlação positiva significativa entre a presença de EEI e a temperatura (0,001; $p < 0,05$), conforme representado na Figura 4.

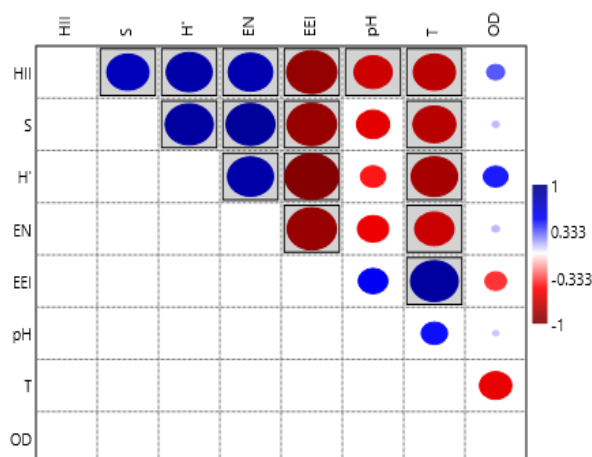


Figura 4: Correlação de Spearman. Esferas vermelhas indicam relações negativas, enquanto azuis representam relações positivas. O tamanho reflete a força da relação, com quadrados destacados para significância estatística ($p < 0,05$). Variáveis incluíram: EEI- espécies exóticas invasoras, EN- espécies nativas, HII- índice de integridade do habitat, pH, CE- condutividade elétrica, T- temperatura e OD- oxigênio dissolvido. S - Índice de Simpson, H' - Índice de Shannon-Wiener.

4. DISCUSSÃO

As comunidades de peixes são sensíveis às mudanças ambientais (Casatti et al., 2006; Espírito-Santo et al., 2013; Leal et al., 2018). Esta sensibilidade foi claramente evidenciada pelos valores das métricas de diversidade, riqueza e equitabilidade que se mostraram mais elevados nos igarapés preservados, enquanto nos degradados e intermediários, esses valores inferiores. Esse padrão se assemelha a outros cenários encontrados em igarapés urbanos amazônicos e em outras regiões do Brasil e do mundo (por exemplo, (Barros et al., 2020; Beltrão et al., 2018; Larentis et al., 2022; Marques et al., 2020). Os resultados evidenciaram ainda, uma ameaça iminente para os igarapés da área urbana, classificados como intermediários e degradados pelo Índice de Integridade do Habitat. Nesses igarapés, foi registrada ocorrência e alta abundância das espécies invasoras *P. reticulata* e *O. niloticus*, que podem acarretar outras consequências negativas para esses ecossistemas.

A espécie *O. niloticus* figura como a terceira espécie de peixe de água doce mais invasora globalmente, destacando-se como a espécie de tilápia mais amplamente disseminada na América (Casseiro et al., 2018), e uma das mais propagadas em todo o mundo (Canonico et al., 2005). Sua ampla distribuição foi impulsionada pela prática da aquicultura, principalmente pelo seu baixo custo de produção (Forneck et al., 2021; Zambrano et al., 2006). Por outro lado, a espécie *P. reticulata*, que é dominante em igarapés de várias regiões do Brasil e do mundo, também vem sendo reconhecida como uma invasora de alcance global (Cunico et al., 2012; Deacon et al., 2011), e tem a origem de sua introdução ligada ao controle biológico (El-Sabaawi, 2018), mas também à aquariofilia e comércio ornamental (Duggan et al., 2006; Magalhães & Jacobi, 2013; Oliveira et al., 2014). Ambas as espécies têm o potencial de prejudicar a função dos ecossistemas e aumentar sua vulnerabilidade a outros impactos ambientais (Gu et al., 2015; Zhang et al., 2017).

Tais espécies compartilham uma série de características que favorecem seu cultivo, ao mesmo tempo que possibilita seu sucesso como invasora (Agostinho et al., 2021; El-Sabaawi, 2018). Dentre estas destacam-se: sua alta plasticidade alimentar, devido à sua natureza onívora, sua capacidade de crescimento rápido e maturação precoce, além de uma notável tolerância às mudanças ambientais, o que justifica a relação positiva com a temperatura (Casal, 2006; Champneys et al., 2021; Lisi et al., 2018). Ainda, *P. reticulata* conta com uma série de características relacionadas à sua biologia reprodutiva (Deacon et al., 2011), como a ovoviviparidade, intervalo curto entre ninhadas, número de indivíduos gerados, a capacidade da fêmea de armazenar espermatozoides por longos períodos, que

também favorecem seu sucesso de invasão (Deacon et al., 2011). Aliadas à sua história de vida e rápida adaptação, a introdução de um único indivíduo dessa espécie pode resultar em populações numerosas e bem estabelecidas (Deacon et al., 2011; Rosenthal et al., 2021).

A relação negativa observada entre a abundância das EEI, as espécies nativas e a integridade do habitat revelam uma preocupante tendência: a degradação dos ecossistemas de igarapés está promovendo o estabelecimento dessas EEI, em detrimento das espécies nativas. É importante destacar que padrões sutis foram observados nos valores dos parâmetros limnológicos dos igarapés da área urbana e periurbana, como temperatura, pH e oxigênio dissolvido. Alterações desses parâmetros podem provocar distúrbios em diversas escalas nos peixes nativos, como mudanças na taxa de crescimento e maturação sexual e levar a morte de indivíduos em grande escala (Karr, 1981; Schulz; Martins-Junior, 2001), alterando os padrões da estrutura das comunidades (Fausch et al., 1990). Por outro lado, as alterações ambientais, impulsionadas pela urbanização, reduz a vegetação do entorno de igarapés e consequentemente o fornecimento de substratos, micro-habitat e alimento para espécies nativas, promovendo a homogeneização da biota aquática, que será composta principalmente por espécies tolerantes ((Henle et al., 2004; Miguel et al., 2017; Ortega et al., 2021) como é o caso de *P. reticulata* e *O. niloticus*.

Adicionados aos impactos ambientais e limnológicos observados nesses ecossistemas, há ainda os riscos associados à alta incidência das EEI. As invasões biológicas constituem a segunda principal causa da perda da biodiversidade global e têm gerado danos diversos (Bellard et al., 2016; Casal, 2006; Simberloff et al., 2013; Zhang et al., 2022). Muitos impactos associados à invasão de *P. reticulata* e *O. niloticus*, já foram descritos, como a diminuição de peixes nativos (Attayde et al., 2011; Bittencourt et al., 2014; Champneys et al., 2021; Gu et al., 2015; Shuai et al., 2023; Stauffer et al., 2022), sua dominância no ambiente invadido, alterações das características da água e ciclagem de nutrientes, impactando os ecossistemas de várias maneiras (Canónico et al., 2005; El-Sabaawi, 2018; X. Zhang et al., 2017). Sabe-se que os ecossistemas de igarapés desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade em bacias hidrográficas (Leal et al., 2018; Meyer et al., 2007). Na bacia do rio Madeira, que abriga a maior diversidade de peixes já descrita (Ohara et al., 2015), a presença de EEI associada a degradação desses ecossistemas pode resultar na perda dessa diversidade e vulnerabilizar ainda mais esses ambientes, especialmente na área urbana (Marques et al., 2020). Portanto, medidas mitigadoras são necessárias e urgentes na região.

5. CONCLUSÃO

Este estudo apresenta uma importante contribuição para o conhecimento sobre as ocorrências de EEI em ecossistemas aquáticos da Amazônia. Constatamos uma clara relação entre a degradação ambiental dos igarapés e o sucesso das EEI. Com isso conferimos que o desaparecimento de espécies nativas e aparecimento de espécies exóticas é dado gradualmente em detrimento do grau de degradação ambiental desses ecossistemas. Os igarapés que não apresentaram registros de EEI, encontram-se em áreas mais afastadas do centro urbano, porém ainda estão conectados às suas microbacias. Isto evidencia certa vulnerabilidade desses sistemas, visto que as EEI estão presentes em outros trechos desses igarapés e podem expandir sua distribuição para outras áreas. A ameaça à integridade ambiental e à ictiofauna nativa desses sistemas reforçam a importância da sua preservação. Contudo, uma maior atenção deve ser dada às vias de introdução dessas espécies, destacadas como a piscicultura e comércio ornamental, para impedir novas introduções. Essas práticas devem ser conduzidas com muita responsabilidade, visando evitar a liberação de novos indivíduos no ambiente natural.

Financiamento: Esta pesquisa foi financiada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)– Código de Financiamento 001; referente ao processo número 88887.510212/2020-00. Projeto: Saúde Única nas áreas de igarapés urbanos e periurbanos de Porto

Velho. Pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq- Código de Financiamento 001, e pelas bolsas de pesquisa concedidas a CRCD, número do processo: 305836/2020-0.

Agradecimentos: Agradecemos ao suporte técnico recebido de Jairo Ildefonso Guimarães Piñeyro e Aline Andriolo nas coletas de campo, ambos vinculados ao departamento de Biologia da Universidade Federal de Rondônia. E às contribuições valiosas recebidas dos revisores e editores.

Conflitos de interesse: Os autores declaram não haver conflito de interesses. Os financiadores não tiveram qualquer papel na concepção do estudo; na coleta, análise ou interpretação dos dados; na redação do manuscrito, ou na decisão de publicar os resultados.

Referência bibliográfica

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S. C., Bussing, W., Stiassny, M., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Rebecca Ng, Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., ... Petry, P. (2008). Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58(5), 403–414. <https://doi.org/10.1641/B580507>
- Agostinho, A. A., Ortega, J. C., Bailly, D., da Graça, W. J., Pelicice, F. M., & Júlio, H. F. (2021). Introduced cichlids in the Americas: distribution patterns, invasion ecology, and impacts. *The behavior, ecology and evolution of cichlid fishes*, 313–361.
- Anim, D. O., Fletcher, T. D., Vietz, G. J., Pasternack, G. B., & Burns, M. J. (2018). Effect of urbanization on stream hydraulics. *River Research and Applications*, 34(7), 661–674. <https://doi.org/10.1002/rra.3293>
- Attayde, J. L., Brasil, J., & Menescal, R. A. (2011). Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 18(6), 437–443. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x>
- Barros, B. S. F., Doria, C. R. da C., Rodrigues, C. G., & Lima-Filho, J. A. (2020). A ictiofauna de igarapés da microbacia do Belmont, um sistema hidrográfico degradado pela expansão urbana na Amazônia Sul Ocidental. *Revista Brasileira de Ciências Da Amazônia/Brazilian Journal of Science of the Amazon*, 9, 120–140.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(4). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- Beltrão, H., Magalhães, E. R. S., da Costa, S. B., Loebens, S. de C., & Yamamoto, K. C. (2018). Ichthyofauna of the major urban forest fragment of the Amazon: Surviving concrete and pollution. *Neotropical Biology and Conservation*, 13(2), 124–137. <https://doi.org/10.4013/nbc.2018.132.04>
- Bittencourt, L. S., Robds, U., Silva, L., Maurício, L., Silva, A., & Dias, M. T. (2014). *Impact of the invasion from Nile tilapia on natives Cichlidae species in tributary of Amazonas River, Brazil* 1 2 3. 88–94. <http://periodicos.unifap.br/index.php/biota>
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 26, Issue 7, pp. 333–339). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Canonico, G. C., Arthington, A., Mccrary, J. K., & Thieme, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. In *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* (Vol. 15, Issue 5, pp. 463–483). <https://doi.org/10.1002/aqc.699>
- Casal, C. M. V. (2006). Global documentation of fish introductions: The growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8(1), 3–11. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0231-3>
- Casatti, L., Langeani, F., & Ferreira, C. P. (2006). Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, 38(6), 974–982. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0212-4>
- Casemiro, F. A. S., Albert, J. S., Antonelli, A., Menegotto, A., Wüest, R. O., Cerezer, F., Coelho, M. T. P., Reis, R. E., Tan, M., Tagliacollo, V., Bailly, D., da Silva, V. F. B., Frota, A., da Graça, W. J., Ré, R., Ramos, T., Oliveira, A. G., Dias, M. S., Colwell, R. K., ... Graham, C. H. (2023). Landscape dynamics and diversification of the megadiverse South American freshwater fish fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120(2). <https://doi.org/10.1073/pnas.2211974120>
- Casemiro, F. A. S., Bailly, D., da Graça, W. J., & Agostinho, A. A. (2018). The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, 817(1), 133–154. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3471-1>
- Catâneo, Dayana Tamiris Brito dos Santos et al. Threats to the integrity of urban streams in the southwest amazon. *Revista Ambiente & Água*, v. 19, p. e2988, 2024.
- CDB. Convention On Biologic Diversity. Strategic Plan for Biodiversity 2011 -2020, including Aichi Biodiversity Targets, 2010. Disponível em: <https://www.cbd.int/sp/>. Acesso em: 17 jan. 24.
- Champneys, T., Genner, M. J., & Ioannou, C. C. (2021). Invasive Nile tilapia dominates a threatened indigenous tilapia in competition over shelter. *Hydrobiologia*, 848(16), 3747–3762. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04341-8>

- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C., & Fernandes, R. (2012). The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105(3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.002>
- Dantas, D. D. F., Raseira, M. B., Polaz, C. N. M., & Lopes, U. (2022). Estratégia integrada de monitoramento aquático continental na Amazônia: Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio (Monitora)–subprograma Aquático Continental.
- Deacon, A. E., Ramnarine, I. W., & Magurran, A. E. (2011). How reproductive ecology contributes to the spread of a globally invasive fish. *PLoS ONE*, 6(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024416>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., Van Oudenhoven, A. P. E., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people: Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. In *Science* (Vol. 359, Issue 6373, pp. 270–272). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Duggan, I. C., Rixon, C. A. M., & MacIsaac, H. J. (2006). Popularity and propagule pressure: Determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions*, 8(2), 377–382. <https://doi.org/10.1007/s10530-004-2310-2>
- El-Sabaawi, R. (2018). Trophic structure in a rapidly urbanizing planet. *Functional Ecology*, 32(7), 1718–1728. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13114>
- Espírito-Santo, H. M. V., Rodríguez, M. A., & Zuanon, J. (2013). Reproductive strategies of Amazonian stream fishes and their fine-scale use of habitat are ordered along a hydrological gradient. *Freshwater Biology*, 58(12), 2494–2504. <https://doi.org/10.1111/fwb.12225>
- Fausch, K. D., Lyons, J. O. H. N., Karr, J. R., & Angermeier, P. L. (1990, December). Fish communities as indicators of environmental degradation. In *American fisheries society symposium* (Vol. 8, No. 1, pp. 123–144).
- Ferreira, S. J. F., Miranda, S. Á. F., Marques Filho, A. de O., & Silva, C. C. (2012). Efeito da pressão antrópica sobre igarapés na Reserva Florestal Adolpho Ducke, área de floresta na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, 42(4), 533–540.
- Ferreira, S. J. F., Pinel, S., Ríos-Villamizar, E. A., Miranda, S. Á. F., Pascoaloto, D., Vital, A. R. T., Monteiro, M. T. F., da Silva, M. do S. R., da Cunha, T. R. B., dos Santos, A. S., Bender, S., & da Cunha, H. B. (2021). Impact of rapid urbanization on stream water quality in the Brazilian Amazon. *Environmental Earth Sciences*, 80(8). <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09621-7>
- Forneck, S. C., Dutra, F. M., de Camargo, M. P., Vitule, J. R. S., & Cunico, A. M. (2021). Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 848(9), 1955–1966. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04430-8>
- Francis, R. A., & Chadwick, M. A. (2015). Urban invasions: non-native and invasive species in cities. *Geography*, 100(3), 144–151. <https://doi.org/10.1080/00167487.2015.12093969>
- Frehse, F. de A., Braga, R. R., Nocera, G. A., & Vitule, J. R. S. (2016). Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biological Invasions*, 18(12), 3713–3725. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1260-9>
- Gonzaga, L. B. T., Lopes, V. M., & Hurtado, F. B. (2021). Avaliação das concentrações de nutrientes e sólidos na bacia hidrográfica do Igarapé Belmont, Porto Velho/RO. *Diversitas Journal*, 6(4), 3848–3865. <https://doi.org/10.48017/dj.v6i4.1785>
- Gu, D. E., Ma, G. M., Zhu, Y. J., Xu, M., Luo, D., Li, Y. Y., Wei, H., Mu, X. D., Luo, J. R., & Hu, Y. C. (2015). The impacts of invasive Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the fisheries in the main rivers of Guangdong Province, China. *Biochemical Systematics and Ecology*, 59, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2015.01.004>
- Gubiani, É. A., Ruaro, R., Ribeiro, V. R., Eichelberger, A. C. A., Bogoni, R. F., Lira, A. D., Cavalli, D., Piana, P. A., & da Graça, W. J. (2018). Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia*, 817(1), 57–69. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3617-9>
- Hammer, D. A. T., Ryan, P. D., Hammer, Ø., & Harper, D. A. T. (2001). Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In *Palaeontologia Electronica* (Vol. 4, Issue 1). <http://palaeo-electronica.org>http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados IBGE, 2022.
- Silva, Helen Rose Oliveira. Vulnerabilidade Socioambiental- Uma abordagem para o Planejamento urbano da cidade de Porto Velho/RO [tese doutorado]. Porto Velho, RO, 2020.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 13).
- Hooper, D. U., & Vitousek, P. M. (1997). The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1302–1305. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1302>

- Karr, J. R. (1981). Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:aobiuf>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:aobiuf>2.0.co;2)
- Larentis, C., Kliemann, B. C. K., Neves, M. P., & Delariva, R. L. (2022). Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. *PLoS ONE*, 17(9 September). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0274191>
- Leal, C. G., Barlow, J., Gardner, T. A., Hughes, R. M., Leitão, R. P., Mac Nally, R., Kaufmann, P. R., Ferraz, S. F. B., Zuanon, J., de Paula, F. R., Ferreira, J., Thomson, J. R., Lennox, G. D., Dary, E. P., Röpke, C. P., & Pompeu, P. S. (2018). Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1312–1326. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13028>
- 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), 0404–0410. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060028>
- Lisi, P. J., Childress, E. S., Gagne, R. B., Hain, E. F., Lamphere, B. A., Walter, R. P., Hogan, J. D., Gilliam, J. F., Blum, M. J., & McIntyre, P. B. (2018). Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. *Freshwater Biology*, 63(5), 492–502. <https://doi.org/10.1111/fwb.13091>
- Magalhães, A. L. B. De, & Jacobi, C. M. (2013). Invasion risks posed by ornamental freshwater fish trade to southeastern Brazilian rivers. In *Neotropical Ichthyology* (Vol. 11, Issue 2).
- Marques, P. S., Manna, L. R., Frauendorf, T. C., Zandonà, E., Mazzoni, R., & El-Sabaawi, R. (2020). Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology*, 89(10), 2345–2355. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13293>
- Mendonça, F. P., Magnusson, W. E., & Zuanon, J. (2005). Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, 2005(4), 751–764. [https://doi.org/https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2005\)005\[0751:RBHCAF\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1643/0045-8511(2005)005[0751:RBHCAF]2.0.CO;2)
- Meyer, J. L., Strayer, D. L., Wallace, J. B., Eggert, S. L., Helfman, G. S., & Leonard, N. E. (2007). The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. In *Journal of the American Water Resources Association* (Vol. 43, Issue 1, pp. 86–103). <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x>
- Miguel, T. B., Oliveira-Junior, J. M. B., Ligeiro, R., & Juen, L. (2017). Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. *Ecological Indicators*, 81, 555–566. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.010>
- Monteiro-Júnior, C. S., Juen, L., & Hamada, N. (2014). Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning*, 127, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>
- Ohara, W. M., de Queiroz, L. J., Zuanon, J., Torrente-Vilara, G., Vieira, F. G., & da Costa Doria, C. R. (2015). Fish collection of the universidade federal de rondônia: Its importance to the knowledge of amazonian fish diversity. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 37(2), 251–258. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v37i2.26920>
- Oliveira, T. D., Reis, A. C., Guedes, C. O., Sales, M. L., Braga, E. P. R., Ratton, T. F., Maia, B. P., & Magalhães, A. L. B. (2014). Establishment of non-native guppy *Poecilia reticulata* (Peters, 1859) (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in an Municipal Park located in Minas Gerais State, Brazil. In *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (Vol. 9, Issue 1).
- Ortega, J. C. G., Bacani, I., Dorado-Rodrigues, T. F., Strüßmann, C., Fernandes, I. M., Morales, J., Mateus, L., da Silva, H. P., & Penha, J. (2021). Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams. *Neotropical Ichthyology*, 19(3). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0050>
- Queiroz, L. J.; Torrente-Vilara, G. T., Ohara, W. M., Pires, T. H. S., Zuanon, J. E Doria, C. R. C. (2013). Peixes do Rio Madeira - Volume I. Dialeto Latin American Documentary, São Paulo, 402 pp.
- Ranta, E., Vidal-Abarca, M. R., Calapez, A. R., & Feio, M. J. (2021). Urban stream assessment system (UsAs): An integrative tool to assess biodiversity, ecosystem functions and services. *Ecological Indicators*, 121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106980>
- Rocha, V. N. L. da, & Andrade, N. L. R. de. (2017). Relação entre índice de qualidade das águas e densidade demográfica dasimétrica em igarapés urbanos Amazônicos. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 9(2), 148–159. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2018.002.0013>
- Rosenthal, W. C., McIntyre, P. B., Lisi, P. J., Prather, R. B., Moody, K. N., Blum, M. J., Hogan, J. D., & Schoville, S. D. (2021). Invasion and rapid adaptation of guppies (*Poecilia reticulata*) across the Hawaiian Archipelago. *Evolutionary Applications*, 14(7), 1747–1761. <https://doi.org/10.1111/eva.13236>
- Sampaio, S. F., Elena, E., Justina, D., Ferreira Bezerra, S., & Araújo, M. S. (2012). Características Socioeconômicas dos Moradores de Área de Risco da Bacia do Igarapé Grande- Porto Velho (RO). *Revista Geonorte*, 1(4), 501–514.

- Santos, G. P. dos, Frederico Mortati, A., Gustavo de Castro Canani, L., & Leão de Oliveira, L. (2021). Efeitos da integridade ambiental da zona ciliar e sua influência na qualidade da água de igarapés urbanos em Santarém-PA, Amazônia, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*. In *Revista Brasileira de Geografia Física v* (Vol. 14, Issue 7).
- Schulz, U. H., & Martins-Junior. (2001). *Astyanax fasciatus* as Bioindicator of Water Pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 61(4), 615–622.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., ... Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Shuai, F., Li, J., & Lek, S. (2023). Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) invasion impacts trophic position and resource use of commercially harvested piscivorous fishes in a large subtropical river. *Ecological Processes*, 12(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00430-3>
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 28, Issue 1, pp. 58–66). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Stauffer, J. R., Chirwa, E. R., Jere, W., Konings, A. F., Tweddle, D., & Weyl, O. (2022). Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* (Teleostei: Cichlidae): a threat to native fishes of Lake Malawi? In *Biological Invasions* (Vol. 24, Issue 6, pp. 1585–1597). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02756-z>
- Trata Brasil. Ranking do saneamento básico 2022. Disponível em: <<https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2022/>> . Acesso em: 21 de fev. 2023.
- Vieira, F. G., Matsuzaki, A. A., Barros, B. S. F., Ohara, W. M., Paixão, A. D. C., Vilara, G. T., ... & Doria, C. D. C. (2016). Catálogo de peixes da ESEC Cuniã. 108pp.
- Walsh, J. R., Carpenter, S. R., & Van Der Zanden, M. J. (2016). Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(15), 4081–4085. <https://doi.org/10.1073/pnas.1600366113>
- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(9), 1903–1910. <https://doi.org/10.1139/F06-088>
- Zhang, L., Rohr, J., Cui, R., Xin, Y., Han, L., Yang, X., Gu, S., Du, Y., Liang, J., Wang, X., Wu, Z., Hao, Q., & Liu, X. (2022). Biological invasions facilitate zoonotic disease emergences. *Nature Communications*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29378-2>
- Zhang, X., Mei, X., & Gulati, R. D. (2017). Effects of omnivorous tilapia on water turbidity and primary production dynamics in shallow lakes: implications for ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 245–254. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9458-6>