

AYMAR ORLANDI NETO

Potencial de expansão global da distribuição de espécies de peixes amazônicas

**Relatório de Pós-doutorado realizado na Universidade Estadual Paulista
(UNESP), Faculdade de Engenharia, Departamento de Biologia e Zootecnia, Ilha
Solteira**

Supervisor: Prof. Dr. Igor Paiva Ramos

Ilha Solteira

2025

Resumo

A disseminação e o estabelecimento de espécies amazônicas fora de suas regiões nativas são impulsionados por atividades humanas como o comércio, a aquicultura e a indústria de peixes ornamentais. Este estudo investiga a distribuição global de peixes amazônicos de água doce (PAD) e apresenta um estudo de caso aprofundado na bacia do alto Paraná (Brasil) para avaliar possíveis efeitos de longo prazo sobre a ictiofauna. Compilamos um conjunto abrangente de dados provenientes de múltiplas fontes: (1) registros globais de ocorrência obtidos do *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) entre 1980 e junho de 2024 e (2) dados primários de monitoramento de longo prazo da ictiofauna coletados entre 1992 e 2015 em quatro reservatórios da bacia do alto Paraná. As ocorrências globais foram agregadas em polígonos de distribuição por país para estimar a riqueza de espécies por nação, a fim de destacar regiões com alto risco de invasão. No estudo de caso da bacia do alto Paraná, a presença de PAD foi determinada por meio de uma matriz de presença-ausência, e as tendências temporais em riqueza e proporção relativa foram analisadas usando modelos lineares. Nossos resultados, baseados em 76.796 registros de 280 espécies de PAD, revelam um aumento expressivo nas ocorrências de PAD fora da bacia Amazônica, particularmente na América do Sul, Sudeste Asiático e Estados Unidos. No rio Paraná, tanto a riqueza quanto a proporção de PAD aumentaram ao longo do tempo. Esses achados confirmam a expansão e disseminação de peixes amazônicos como um fenômeno distinto que contribui para a homogeneização biótica das faunas de água doce, com possíveis consequências para a biodiversidade nativa e o funcionamento dos ecossistemas.

Introdução

A invasão biológica é um processo que envolve a aquisição de um propágulo em sua área de distribuição natural, seu transporte para uma nova região e a subsequente introdução, estabelecimento e dispersão no novo ambiente, frequentemente resultando em impactos negativos sobre o ecossistema e a biodiversidade local (Blackburn et al., 2011; Lockwood et al., 2013; veja Figura 1). Tal processo ocorre em todos os tipos de ecossistemas, e seus impactos em pequenas ou grandes escalas são de grande preocupação para a conservação de sistemas naturais e artificiais (Lockwood et al., 2013). A presença emergente de espécies neotropicais, especialmente amazônicas, fora de suas regiões nativas aponta para um fenômeno crescente, embora ainda pouco explorado no Antropoceno (Bezerra et al., 2019; Vitule et al., 2019).

Essa expansão de peixes amazônicos de água doce (PAD) pode levar à dominância dessas espécies em novas áreas (Bezerra et al., 2019; Vitule et al., 2019), alterando os padrões de biodiversidade e potencialmente deslocando ou até mesmo levando peixes nativos à extinção, provocando desequilíbrios nas dinâmicas ecológicas e reduzindo a diversidade genética e de espécies (Orlandi Neto et al., 2024). Apesar do crescente interesse pelo fenômeno geral da homogeneização biótica, nossa compreensão dessa expansão como uma tendência global específica dentro do Homogenoceno (Padial et al., 2020) ainda é limitada, especialmente considerando sua interação com outros processos globais como a globalização e as mudanças climáticas. Além disso, o aumento de espécies introduzidas, especialmente as invasoras, contribui para a homogeneização biótica, com impactos complexos e disruptivos sobre as comunidades nativas (Rahel, 2000).

A bacia Amazônica é a maior do mundo (>6 milhões de km²) e uma das regiões mais biodiversas do planeta (Dagosta & Pinna, 2019). Ela abriga mais de 10% de todas as espécies conhecidas de plantas e vertebrados em apenas 0,5% da superfície terrestre (Albert et al., 2023). Entre suas cerca de 40.000 espécies de plantas, 1.300 espécies de aves e mais de 1.000 anfíbios, a região conta com mais de 2.700 espécies de peixes de água doce, refletindo seu elevado nível de biodiversidade aquática (Dagosta & Pinna, 2019). Desde as primeiras expedições europeias, a biodiversidade amazônica tem atraído interesse científico e público, sendo valorizada mundialmente por seus recursos únicos e funções ecológicas (Darwin, 1845; Dagosta & Pinna, 2019; Fearnside, 2021). Assim, muitas espécies amazônicas têm sido amplamente exportadas para fins comerciais, científicos e de conservação (Magalhães et al., 2020, 2024; Albert et al., 2023).

Embora muitos biólogos tenham expressado preocupação com a invasão biológica — um dos principais motores da perda de biodiversidade no Antropoceno (Pyšek et al., 2020) — ainda são escassas as avaliações sobre o aumento da ocorrência de espécies originárias de regiões altamente biodiversas para outras áreas. Regiões com alta biodiversidade, como a Amazônia, podem atuar como fontes de espécies introduzidas em ambientes menos biodiversos (Fitzgerald et al., 2016). Estudos recentes destacam o potencial de espécies amazônicas para invadir regiões fora de suas áreas nativas, com foco especial nos peixes de água doce amazônicos (por exemplo, Franco et al., 2022; Mohamed et al., 2023; Wyman-Grothem et al., 2024). Outros grupos de organismos, como moluscos (Darrigran et al., 2023), decápodes (Rosa et al., 2021), aves (Mori et al., 2017) e plantas aquáticas (Abba & Sankarannair, 2024), também têm sido relatados como invasores. Bacias hidrográficas na África, Ásia, América Central e América do Norte são particularmente citadas como vulneráveis aos PAD devido às condições climáticas semelhantes e à popularidade dessas espécies em diversos vetores de comércio e transporte (Tuckett et al., 2017; Marková et al., 2020; Saba et al., 2020; Franco et al., 2022; Wyman-Grothem et al., 2024).

As tendências da globalização facilitaram significativamente o comércio de espécies, aumentando a introdução e a disseminação de espécies não-nativas (Bezerra et al., 2019; Vitule et al., 2019; Magalhães et al., 2020). Os principais vetores para introduções de peixes amazônicos de água doce (PAD) incluem a aquicultura, o comércio de peixes ornamentais, o repovoamento, a pesca esportiva e o uso como isca (Gubiani et al., 2018). Espera-se que esses vetores se expandam rapidamente devido à crescente demanda humana por espécies de peixes não nativos e ao cultivo dessas espécies como forma de compensar os impactos climáticos sobre populações nativas (Britton, 2023). O comércio de peixes ornamentais, atualmente uma indústria bilionária que envolve mais de 125 países e mais de 2.500 espécies (Dey, 2016), contribui tanto para o aumento da riqueza de espécies não nativas quanto para o número de indivíduos liberados por espécie, criando maior pressão de propágulos para que os PAD se estabeleçam em novos ambientes (Magalhães et al., 2020).

O aquecimento global pode acelerar ainda mais esses processos ao favorecer espécies termofílicas, promovendo sua expansão para áreas com condições térmicas adequadas (Waldock et al., 2018). Isso facilita a disseminação de espécies adaptadas ao calor, como os peixes tropicais de água doce, em regiões anteriormente inadequadas para sua sobrevivência (Rolls et al., 2017). A bacia do rio Paraná (Brasil) e a Flórida Peninsular (Estados Unidos) são particularmente vulneráveis às invasões por PAD, tornando-se áreas focais para monitoramento (Tuckett et al., 2017; Rocha et al., 2023).

Neste estudo, avaliamos o risco global do aumento das ocorrências de PAD, com foco analítico mais detalhado em um estudo de caso na bacia do alto rio Paraná. Especificamente, objetivamos: (1) avaliar os registros globais atuais e a riqueza de espécies de PAD fora de seu habitat nativo, e (2) explorar os padrões espaciais e temporais de registros, riqueza e proporção de PAD no rio Paraná, no Brasil, o oitavo rio mais longo do mundo e o mais longo da América do Sul (~4.880 km), depois do rio Amazonas. Hipotetizamos que os registros globais e a riqueza de espécies de PAD estão aumentando fora de seu habitat nativo, particularmente em regiões geograficamente próximas com condições ambientais semelhantes.

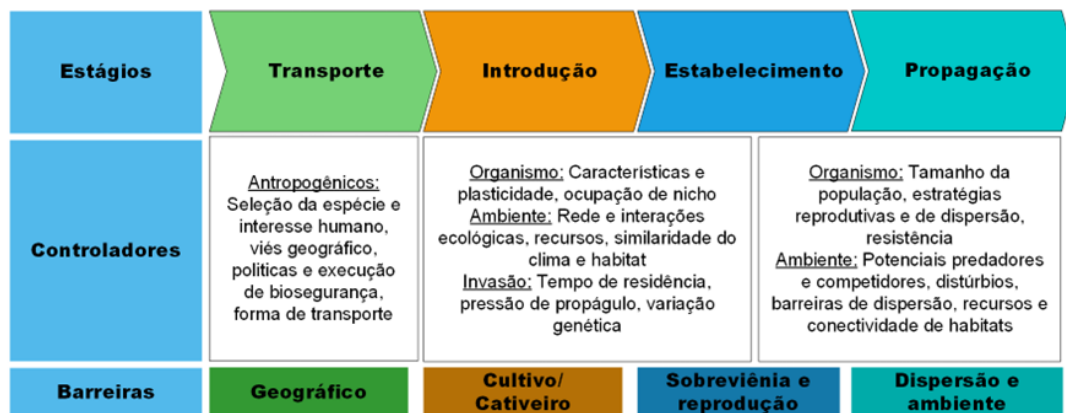


Figura 1. Resumo do estado do conhecimento sobre os estágios do processo de invasão, principais controladores e barreiras. O conteúdo dessa figura de resumo foi derivado da literatura de Blackburn et al. (2011) e Lockwood et al. (2013).

Metodologia

A lista de PAD foi obtida a partir de listas de verificação da ictiofauna da bacia amazônica, incluindo os rios Tocantins e Araguaia, mantendo apenas espécies nativas com registros válidos de ocorrência (Jézéquel et al., 2020; Chamon et al., 2022). A nomenclatura taxonômica foi padronizada utilizando os nomes científicos válidos do *Eschmeyer's Catalog of Fishes*. Utilizamos a base de dados do *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (www.gbif.org) para extrair registros globais dessas espécies entre 1980 e junho de 2024.

Para melhorar a qualidade do conjunto de dados, aplicamos os seguintes critérios: (1) registros sem coordenadas foram excluídos; (2) foram mantidos apenas os registros classificados como “human observation” ou “machine observation”; (3) registros duplicados potenciais para a mesma espécie, data de coleta, tipo de registro e coordenadas foram removidos; (4) registros geograficamente anômalos (por exemplo, ocorrências no oceano) e registros dentro da bacia amazônica e espécies obrigatoriamente marinhas foram excluídos. Como muitas espécies da bacia amazônica também são nativas em áreas adjacentes (por exemplo, a bacia do Orinoco e os rios costeiros da Guiana), registros em que essas espécies são categorizadas como nativas nessas regiões (segundo Tedesco et al., 2017) também foram excluídos.

As ocorrências georreferenciadas das espécies (coordenadas de latitude e longitude – WGS 84) foram convertidas em polígonos de distribuição por país, permitindo quantificar a

riqueza total de PAD em cada país. Preferimos o uso de polígonos em vez da contagem de pontos em uma grade para evitar suposições sobre a resolução espacial ideal a ser utilizada.

Área do estudo de caso e análises

Utilizamos dados coletados pelo programa de manejo pesqueiro da Companhia Energética de São Paulo (CESP), realizados trimestralmente de 1992 a 2015 (exceto em 1994, quando não houve amostragem) em quatro reservatórios do terço superior da bacia do alto rio Paraná (Ilha Solteira, Três Irmãos, Porto Primavera e Jupia), com amostragens em 14 pontos (Fig. 2). Os peixes foram coletados com redes de emalhar (malhas de 30 a 200 mm) armadas por 24 horas. Indivíduos não identificados até o nível de espécie foram omitidos. Para a matriz de dados de presença-ausência, a espécie de peixe foi categorizada como PAD se fosse não-nativa no local e fosse nativa da região amazônica, segundo listas previamente estabelecidas (Jézéquel et al., 2020; Chamon et al., 2022; Dagosta et al., 2024). A matriz de presença-ausência da ictiofauna foi agrupada anualmente para cada ponto de amostragem de cada reservatório.

Para investigar as tendências temporais da invasão de PAD, utilizamos tanto a riqueza quanto a proporção de PAD como variáveis-resposta. A riqueza de PAD foi calculada contando o número de espécies da categoria, enquanto a proporção foi determinada dividindo a riqueza de PAD pela riqueza total. Ambos os índices foram calculados por ano e por ponto amostral para cada reservatório (local). Para os modelos que usaram dados combinados de todos os reservatórios, incluímos “ano” como efeito fixo e “nome do reservatório” como efeito aleatório, a fim de considerar variações espaciais, utilizando modelos de regressão com efeitos mistos. Para os modelos com dados locais (de cada reservatório), empregamos modelos lineares generalizados (GLM). A família de distribuição Gaussiana foi utilizada nas regressões de riqueza de PAD, e os resíduos dos modelos foram inspecionados visualmente para avaliar as premissas de normalidade (Zuur et al., 2007). Quando aplicável, utilizou-se a distribuição Gama, por ser mais adequada a dados contínuos como índices. A família binomial foi utilizada nas regressões da proporção de PAD por ser apropriada ao tipo de dado (Zuur et al., 2007). Calculamos a proporção da variância explicada pelo melhor modelo, bem como o aumento dessa variância com a adição de cada variável independente (R^2 marginal), utilizando a fórmula $R^2 = 1 - (\text{desvio do modelo} / \text{desvio nulo})$. A influência das variáveis explicativas sobre os padrões de resposta foi determinada por meio de análises dos resíduos de um modelo de regressão linear da abundância sobre a riqueza. Todas as análises exploratórias e estatísticas foram realizadas utilizando o *software* estatístico R (R Core Team, 2011). O nível de significância adotado foi $p < 0,05$.

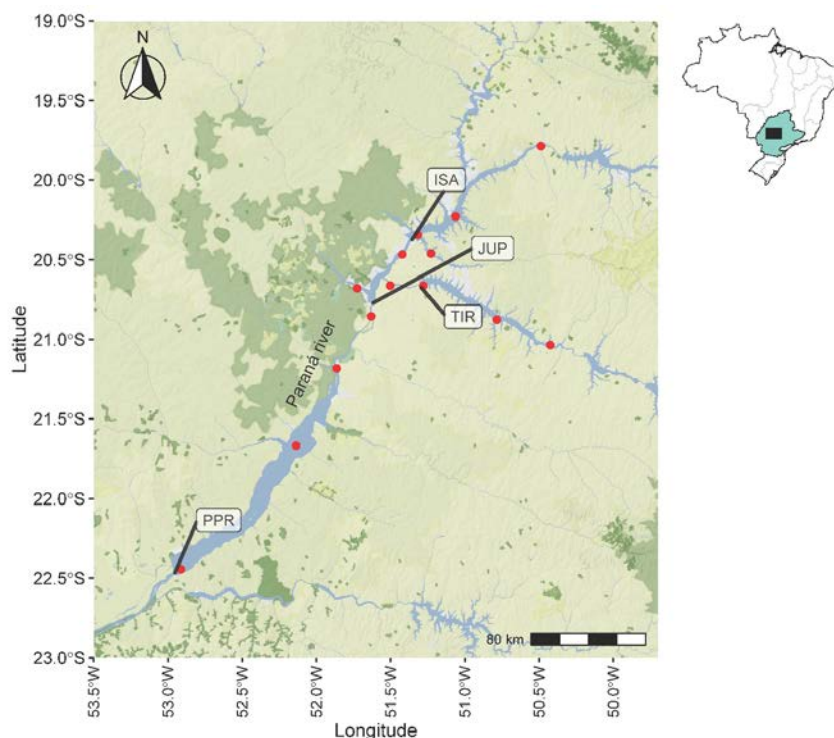


Figura 2. Localização dos locais de amostragem em quatro reservatórios da bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. Reservatórios: ISA = Ilha Solteira; JUP = Jupia; PPR = Porto Primavera; TIR = Três Irmãos.

Resultados

Obtivemos um total de 76.796 ocorrências e 280 espécies de peixes amazônicos de água doce (PAD) registradas fora da região da Bacia Amazônica a partir do conjunto de dados global do GBIF. O número de registros foi distribuído de forma desigual entre 50 países, com 71.195 registros provenientes da Colômbia, 2.643 da Guiana Francesa e 1.131 dos Estados Unidos, representando aproximadamente 98% dos dados (Tabela 1). A maior riqueza de PAD foi concentrada em países sul-americanos, com a Guiana Francesa (139 espécies), Colômbia (94) e Brasil (45) apresentando a maior diversidade (Tabela 1). Excluindo os países neotropicais, os Estados Unidos e Cingapura se destacaram como os locais com maior riqueza de PAD, com 17 e 14 espécies, respectivamente (Tabela 1). Nos Estados Unidos, a maioria dos registros foi representada por *Astronotus ocellatus*, *Cichla ocellaris* e *Hoplosternum littorale*, com um aumento notável nos registros a partir da metade da década de 2010 (Tabela 1). A Península da Flórida foi a ecorregião de água doce com a contribuição mais significativa para o aumento nos registros nos Estados Unidos (Tabela 1).

Para o estudo de caso da bacia do alto rio Paraná, um total de 103 táxons foi registrado nas áreas amostradas entre 1992 e 2015, com 73 identificados ao nível de espécie, incluindo 18 classificados como PAD. O padrão de riqueza e a proporção de PAD na bacia mostraram um aumento geral ao longo do tempo (Fig. 3a-b). Essa tendência é particularmente evidente e segue um padrão monótono semelhante nos reservatórios de Ilha Solteira, Jupia e Três Irmãos (Fig. 3c-d). Em contraste, o reservatório de Porto Primavera não apresenta uma tendência temporal nem na riqueza nem na proporção de PAD.

Tabela 1. Registros e riqueza de peixes de água doce da Amazônia (PAD) para cada país. Dados extraídos do *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF).

País	Registros	Riqueza
Argentina	365	33
Aruba	1	1
Austrália	26	2
Áustria	1	1
Bélgica	5	3
Belize	2	2
Bolívia	5	5
Brasil	291	45
Canadá	1	1
Chile	2	2
China	3	3
Colômbia	71195	94
Costa Rica	33	3
República Dominicana	1	1
Equador	220	7
El Salvador	1	1
Espanha	4	3
Estados Unidos	1131	17
França	7	3
Guiana Francesa	2643	139
Alemanha	2	2
Granada	1	1
Guadalupe	8	1
Guatemala	7	2
Guiana	13	9
Honduras	8	3
Hong Kong	11	7
Índia	7	3
Indonésia	14	3
Laos	1	1
Malásia	11	4
México	158	6
Myanmar	1	1
Nicarágua	6	2
Panamá	69	10
Papua-Nova Guiné	1	1
Paraguai	14	3
Peru	6	3
Porto Rico	6	2
Reino Unido	1	1

Rússia	2	2
Singapore	136	14
Suriname	57	17
Taiwan	170	4
Tailândia	5	3
Trindade e Tobago	80	8
Ucrânia	1	1
Uruguai	20	14
Venezuela	39	18
Vietnam	4	2

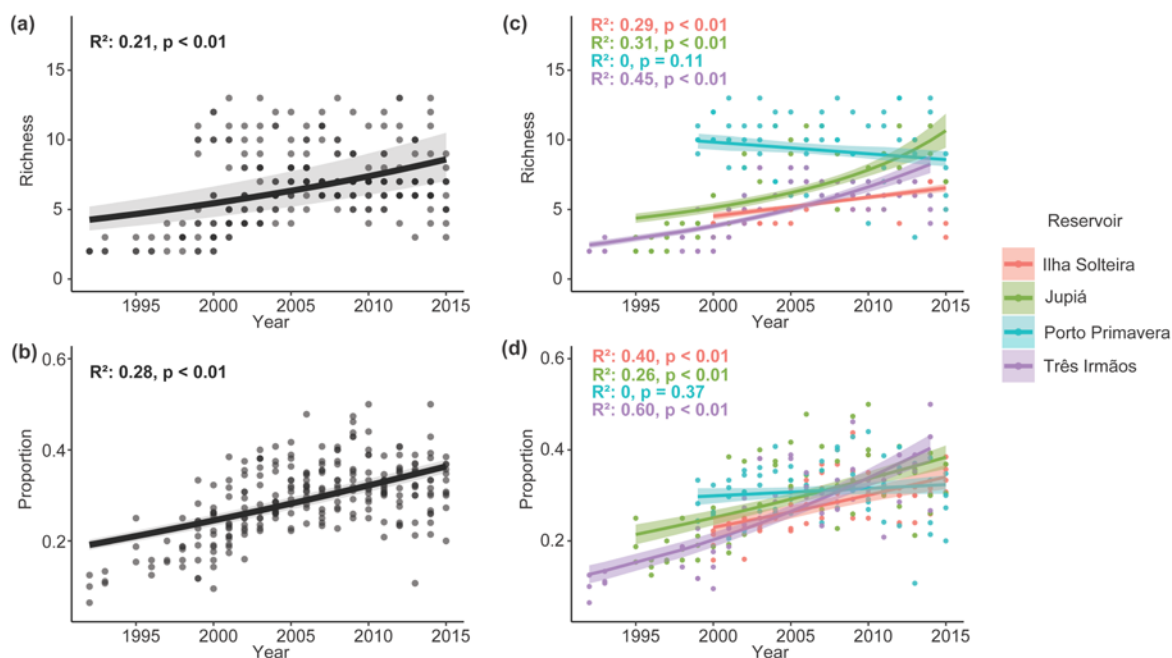


Figura 3. Tendências temporais das espécies de peixes amazônicos de água doce (PAD) na parte superior da bacia do alto rio Paraná, de 1992 a 2015. (a) Tendências da riqueza de espécies de PAD e (b) sua proporção dentro da assembleia total. As tendências de PAD para cada reservatório amostrado são mostradas em (c) riqueza de espécies e (d) proporção. As linhas contínuas representam as tendências estimadas para a variável de resposta, com as áreas sombreadas indicando intervalos de confiança de 95%. Os pontos representam os valores anuais observados para cada ponto de amostragem dentro dos reservatórios.

Discussão

Os resultados deste estudo destacam a ampla disseminação global de espécies de peixes amazônicos fora de suas áreas nativas, confirmando sua presença crescente em diversos países e ecossistemas. Embora o estudo seja restrito a espécies de peixes, nossos achados sugerem a existência de um fenômeno de expansão e disseminação de PAD ocorrendo em escalas globais e locais, impulsionado pelo comércio e pela atividade humana. Observamos uma predominância de registros e de riqueza de PAD (peixes amazônicos de água doce) em áreas próximas à bacia Amazônica, com claro potencial de estabelecimento em outras

regiões dos sistemas Neártico e Oriental, devido à pressão de propágulos e às condições climáticas favoráveis. Interessantemente, tanto os Estados Unidos quanto Cingapura apresentam notável riqueza de PAD, especialmente em áreas com condições climáticas adequadas e intenso comércio de fauna silvestre, o que torna essas regiões cada vez mais vulneráveis ao estabelecimento dessas espécies. Além disso, nosso estudo de caso na bacia do alto rio Paraná revela uma clara tendência temporal de aumento na riqueza e proporção de PAD, particularmente em reservatórios como Ilha Solteira, Jupia e Três Irmãos, indicando que a dispersão de PAD na bacia está se acelerando ao longo do tempo. Esses resultados estão alinhados com padrões mais amplos observados globalmente do processo geral de homogeneização biótica das ictiofaunas de água doce.

Geralmente, espécies não nativas em comunidades invadidas tendem a se originar de regiões doadoras ricas em espécies (Fitzgerald et al., 2016). Isso é particularmente relevante para a bacia Amazônica, uma das regiões mais biodiversas do mundo, que desempenha um papel significativo como potencial doadora de espécies invasoras. A diversidade e as cores vibrantes da fauna amazônica há muito atraem interesse científico e popular (Junk et al., 2007; Dagosta & Pinna, 2019), um interesse que foi amplificado pelas tendências de globalização (Sinovas et al., 2017). Esses fatores, combinados, contribuem para o transporte e a criação de espécies amazônicas em cativeiro em todo o mundo, aumentando a probabilidade de novas introduções e invasões bem-sucedidas por meio da colonização e da pressão de propágulos (Bezerra et al., 2019). Como resultado, peixes ornamentais são uma das principais commodities no comércio global de animais de estimação, com os Estados Unidos e o Sudeste Asiático sendo centros-chave de importação (Dey, 2016). A ampla variedade de traços morfológicos dos peixes amazônicos, como diferenças de forma, cor e tamanho, aumenta sua atratividade no mercado (Sinovas et al., 2017). Além disso, espécies de grande porte, como muitas PAD (espécies amazônicas de água doce), frequentemente preferidas tanto por pescadores quanto por consumidores, têm sido introduzidas globalmente devido aos interesses das indústrias aquícola e pesqueira (Bernery et al., 2022). A preferência humana por espécies desse grupo tende a contribuir para um maior sucesso em seu estabelecimento (Bernery et al., 2022). À medida que essas indústrias se expandem, o número de indivíduos liberados por espécie também aumentou (Magalhães et al., 2020, 2024). Considerando que a pressão de propágulos é um fator-chave que influencia o sucesso de estabelecimento, a preferência humana por PAD tende a intensificar ainda mais esse sucesso.

Além da pressão de propágulos, o sucesso de uma invasão depende de uma combinação de fatores, incluindo as características bióticas do ecossistema receptor e os traços das espécies não-nativas (Bernery et al., 2022). A maioria das espécies tropicais é incapaz de invadir regiões temperadas e subpolares devido à sua intolerância fisiológica a temperaturas baixas (Fitzgerald et al., 2016). Assim, a temperatura atua como um filtro ambiental para o sucesso da invasão (Bernery et al., 2022), tornando o aquecimento global um fator crítico na definição das trajetórias futuras das invasões biológicas (McLean et al., 2021). Espera-se que as mudanças climáticas criem condições cada vez mais favoráveis ao estabelecimento e à proliferação de espécies amazônicas em novos ambientes. O aumento das temperaturas em regiões não tropicais pode promover o sucesso das invasões por espécies termófilas, impulsionando sua expansão para áreas com regimes térmicos mais adequados (McLean et al., 2021). Consequentemente, espera-se uma mudança em larga escala nos ecossistemas

terrestres e aquáticos em direção a comunidades dominadas por espécies mais tolerantes ao calor (Waldock et al., 2018; Perrin et al., 2022). Esse processo de "tropicalização" ou "termofilização" dos ecossistemas, caracterizado pela prevalência de espécies com afinidade por climas mais quentes (McLean et al., 2021; Khaliq et al., 2024), pode aumentar a probabilidade de invasões por espécies amazônicas, especialmente em zonas de transição tropical-temperada.

Essa hipótese está alinhada com nossos achados e sugere ainda que traços de história de vida relacionados à tolerância ambiental e a estratégias generalistas conferem vantagem às espécies invasoras (Olden et al., 2006), tornando-as mais propensas a invadir e prosperar em ambientes dulcícolas mais quentes (Waldock et al., 2018). Exemplos de PAD invasoras, como *Astronotus ocellatus*, *Cichla* spp., *Cichlasoma bimaculatum*, *Hoplosternum littorale* e *Pterygoplichthys* spp., destacam-se devido à sua tolerância a mudanças ambientais e a estratégias generalistas de reprodução e alimentação em novos ambientes (Gutierrez et al., 2016; Magalhães et al., 2017, 2024; Schofield & Kline, 2018). Mesmo o pirarucu (*Arapaima gigas*), um dos maiores peixes de água doce, que possui tolerância limitada ao frio, pode expandir sua distribuição em regiões temperadas durante anos mais quentes (Lawson et al., 2015).

Grandes predadores da bacia Amazônica, como o pirarucu e os tucunarés (*Cichla* spp.), foram introduzidos em bacias orientais (Kumar et al., 2019; Marková et al., 2020) e neoárticas (Franco et al., 2022; Wyman-Grothem et al., 2024), bem como em outras bacias dentro de países neotropicais (Miranda-Chumacero et al., 2012). Juntamente com a pescada-prateada (*Plagioscion squamosissimus*), essas espécies se espalharam por diversas regiões do Brasil e tornaram-se dominantes em algumas áreas invadidas, incluindo *hotspots* com alto grau de endemismo (Queiroz-Sousa et al., 2018). Na bacia do alto rio Paraná, a taxa de introduções de peixes amazônicos aumentou rapidamente a partir da década de 1980. O repovoamento repetido com peixes não nativos nessa região, com o objetivo de mitigar os impactos de barragens e modificações do habitat sobre os recursos pesqueiros (Daga et al., 2015), levou ao estabelecimento de populações autossustentáveis de PAD (Gubiani et al., 2018). Além disso, o camarão amazônico (*Macrobrachium amazonicum*) foi provavelmente introduzido para servir de alimento a esses peixes (Rosa et al., 2021). Ademais, evidências que apoiam a hipótese de colapso por invasão (*invasion meltdown*) sugerem que espécies não nativas podem facilitar mutuamente suas invasões, potencialmente resultando em impactos aditivos ou sinérgicos (Simberloff & Von Holle, 1999; Braga et al., 2020). Obviamente, com o aumento da introdução de espécies que evoluíram na mesma região e bacia — como é o caso das PAD —, a probabilidade de interações ecológicas e experiências prévias compartilhadas é ampliada, favorecendo um cenário de efeitos sinérgicos ou aditivos, como evidenciado no caso do rio Paraná (e.g., Braga et al., 2020).

As invasões biológicas causam múltiplos efeitos sobre a sociedade, cultura, biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Britton, 2023). Consequentemente, os impactos por introduções de PAD devem variar desde alterações em espécies individuais (por exemplo, mudanças comportamentais ou na história de vida) até transformações mais amplas nos ecossistemas (como cascatas tróficas ou mudanças de fase no habitat). Os impactos ecológicos das invasões por PAD incluem a redução da biodiversidade nativa, perda de riqueza de espécies (Orlandi Neto et al., 2024) e até mesmo a modificação de comunidades bentônicas (Bezerra

et al., 2019; Vitule et al., 2019), o que pode levar à homogeneização biótica (Britton, 2023). Isso frequentemente resulta na dominância de espécies não-nativas e generalistas, bem como no deslocamento de espécies sensíveis — frequentemente as nativas —, levando à mescla de biotas anteriormente distintas (Rahel, 2000).

Adicionalmente, diversas PAD invasoras apresentam porte médio a grande e ocupam níveis tróficos superiores (Franco et al., 2022). Essa combinação resulta em um alto efeito *per capita* sobre o ecossistema, intensificando a pressão sobre as comunidades nativas e alterando a dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Faria et al., 2023). Quando o tucunaré invadiu o Lago Gatun (Panamá) na década de 1960, causou o declínio de populações de peixes insetívoros por meio da predação, o que levou ao aumento das populações de mosquitos e a um risco elevado de malária para as populações humanas próximas (Zaret & Paine, 1973). Embora os impactos e sua magnitude possam variar conforme as características da espécie introduzida, do ambiente receptor e da área geográfica, os custos econômicos das invasões aquáticas estão crescendo rapidamente, com estimativas que já alcançam pelo menos US\$ 23 bilhões por ano em escala global (Cuthbert et al., 2021).

As introduções de peixes de água doce da Amazônia podem representar um problema subestimado, uma vez que muitos invasores de água doce são menos detectáveis do que seus equivalentes terrestres (Moorhouse & Macdonald, 2015). Diversas regiões da África, Ásia, América Central e América do Sul — que, devido à adequação climática, são esperadas como áreas de alta riqueza e ocorrência de PAD — provavelmente estão sub-representadas em bases de dados globais (por exemplo, GBIF; Hughes et al., 2021). Embora estudos tenham destacado os processos evolutivos e ecológicos que moldam a diversidade de PAD (Boschman et al., 2023; Cassemiro et al., 2023), frequentemente negligenciam as implicações urgentes das introduções antrópicas, que podem ser ainda mais significativas e desafiadoras para o manejo dessas espécies. Isso ressalta uma possível subestimação das introduções de PAD em diversos ecossistemas de água doce. Além disso, modelagens de risco de invasão em escalas mais finas poderiam auxiliar os gestores a direcionarem esforços de prevenção e monitoramento para locais com maior probabilidade de estabelecimento de PAD. Em alguns casos, isso configura um paradoxo para a conservação da biodiversidade, no qual populações invasoras e nativas de PAD coexistem na mesma bacia hidrográfica (Marchetti & Engstrom, 2016).

Os padrões de registros de espécies amazônicas fora da bacia Amazônica evidenciam os riscos e reforçam que ecossistemas de água doce, especialmente em regiões de águas quentes, são altamente suscetíveis às invasões por PAD. Embora nosso entendimento sobre esse fenômeno e seus efeitos sobre outros grupos de fauna e flora ainda esteja em desenvolvimento, evidências emergentes apontam para mudanças significativas na composição taxonômica dos ecossistemas. Na era dos grandes dados e da ciência aberta, ferramentas como bases de dados globais e pesquisas de longo prazo e em escala fina podem fornecer uma compreensão mais precisa da distribuição e dos padrões das espécies amazônicas, tanto global quanto localmente. Essas informações são cruciais para subsidiar a tomada de decisões e orientar políticas voltadas ao desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficazes

Agradecimentos

Agradecemos à Companhia Energética de São Paulo (CESP) por fornecer o conjunto de dados e as informações sobre os reservatórios utilizados neste estudo. Também agradecemos à instituição FEIS-UNESP pelo suporte e estrutura fornecido durante o estudo.

Referências

- Abba, A. & Sankarannair, S. (2024) Global impact of water hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) on rural communities and mitigation strategies: a systematic review. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 43616–43632.
- Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S.C., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V., Heibel, T.J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H.L., Reis, R.E., Lundberg, J.G., Sabaj Pérez, M.H. & Petry, P. (2008) Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58, 403–414.
- Albert, J.S., Carnaval, A.C., Flantua, S.G.A., Lohmann, L.G., Ribas, C.C., Riff, D., Carrillo, J.D., Fan, Y., Figueiredo, J.J.P., Guayasamin, J.M., Hoorn, C., de Melo, G.H., Nascimento, N., Quesada, C.A., Ulloa Ulloa, C., Val, P., Arieira, J., Encalada, A.C. & Nobre, C.A. (2023) Human impacts outpace natural processes in the Amazon. *Science*, 379.
- Azevedo-Santos, V.M., Vitule, J.R.S., Pelicice, F.M., García-Berthou, E. & Simberloff, D. (2017) Nonnative Fish to Control *Aedes* Mosquitoes: A Controversial, Harmful Tool. *BioScience*, 67, 84–90.
- Bernery, C., Bellard, C., Courchamp, F., Brosse, S., Gozlan, R., Jarić, I., Teletchea, F., Leroy, B., Gozlan, R.E. & Jarić, I.J. (2022) Freshwater Fish Invasions: A Comprehensive Review. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 53.
- Bezerra, L.A.V., Freitas, M.O., Daga, V.S., Occhi, T.V.T., Faria, L., Costa, A.P.L., Padial, A.A., Prodocimo, V. & Vitule, J.R.S. (2019) A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish and Fisheries*, 20, 620–639.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, 26(7), 333-339.
- Boschman, L.M., Carraro, L., Cassemiro, F.A.S., de Vries, J., Altermatt, F., Hagen, O., Hoorn, C. & Pellissier, L. (2023) Freshwater fish diversity in the western Amazon basin shaped by Andean uplift since the Late Cretaceous. *Nature Ecology and Evolution*, 7, 2037–2044.

Braga, R.R., Ribeiro, V.M., Padial, A.A., Thomaz, S.M., PADonso, I. de P., Wojciechowski, J., dos Santos Ribas, L.G., Cunha, E.R., Tiburcio, V.G. & Vitule, J.R.S. (2020) Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia*, 847, 1603–1618.

de Bragança, P.H.N., Guimarães, E.C., de Brito, P.D. & Uttum, F.P. (2020) On the natural occurrence of *Poecilia reticulata* Peters, 1859 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Cybbium*, 44, 309–316.

Britton, J.R. (2023) Contemporary perspectives on the ecological impacts of invasive freshwater fishes. *Journal of Fish Biology*, 103, 752–764.

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., Rangel, T.F. & 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.

Chamon, C.C., Serra, J.P., Camelier, P., Zanata, A.M., Fichberg, I. & Marinho, M.M.F. (2022) Building knowledge to save species: 20 years of ichthyological studies in the Tocantins-Araguaia River basin. *Biota Neotropica*, 22.

Cuthbert, R.N., Pattison, Z., Taylor, N.G., Verbrugge, L., Diagne, C., Ahmed, D.A., Leroy, B., Angulo, E., Briski, E., Capinha, C., Catford, J.A., Dalu, T., Essl, F., Gozlan, R.E., Haubrock, P.J., Kourantidou, M., Kramer, A.M., Renault, D., Wasserman, R.J. & Courchamp, F. (2021) Global economic costs of aquatic invasive alien species. *Science of the Total Environment*, 775.

Daga, V.S., Skóra, F., Padial, A.A., Abilhoa, V., Gubiani, É.A. & Vitule, J.R.S. (2015) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746, 327–347.

Dagosta, F.C.P., Monção, M.S., Nagamatsu, B.A., Pavanelli, C.S., Carvalho, F.R., Lima, F.C.T., Langeani, F., Dutra, G.M., Ota, R.R., Seren, T.J., Tagliacollo, V., Menezes, N.A., Britski, H.A. & de Pinna, M. (2024) Fishes of the upper rio Paraná basin: diversity, biogeography and conservation. *Neotropical Ichthyology*, 22.

Dagosta, F.C.P. & Pinna, M. De (2019) The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2019, 1.

Darrigran, G., Agudo-Padrón, I., Baez, P., Belz, C., Cardoso, F., Collado, G.A., Correoso, M., Cuzzo, M.G., Damborenea, C., Fabres, A.A., Fernandez, M.A., Gomes, S.R.,

Gutiérrez Gregoric, D.E., Letelier, S., Lodeiros, C., Ludwig, S., Mansur, M.C., Narciso, S., Pastorino, G., Penchaszadeh, P.E., Peralta, A.C., Rebolledo, A., Rumi, A., Salvador, R.B., Santos, S., Spotorno, P., Carvalho Thiengo, S., Vidigal, T. & Carranza, A. (2023) Species movements within biogeographic regions: exploring the distribution of transplanted mollusc species in South America. *Biological Invasions*, 25, 673–691.

Darwin, C. (1845) *Journal of Researches into the Natural History and Geology of the Countries Visited During the Voyage of H.M.S. Beagle Round the World, under the Command of Capt. Fitz Roy*, 2nd edn. (ed. by J. Murray) London.

Dey, V.K. (2016) The global trade in ornamental fish. *Infofish*, 4(16).

Espínola, L.A., Rabuffetti, A.P., Carrara, N., Abrial, E., Ferlay, E.M.C., Yoya, F., Blettler, M.C.M., Baigún, C., Wantzen, K.M. & dos Santos, L.N. (2022) Increased geographical distribution and richness of non-native freshwater fish species in Argentina: evidence from a literature review. *Biological Invasions*, 24, 1611–1634.

Faria, L., Vitule, J.R.S. & Olden, J.D. (2023) Predation risk by largemouth bass modulates feeding functional responses of native and non-native crayfish. *NeoBiota*, 87, 191–212.

Fearnside, P.M. (2021) The intrinsic value of Amazon biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 30, 1199–1202.

Fitzgerald, D.B., Tobler, M. & Winemiller, K.O. (2016) From richer to poorer: successful invasion by freshwater fishes depends on species richness of donor and recipient basins. *Global change biology*, 22, 2440–2450.

Franco, A.C.S., Lorini, M.L., Minsky, E.M.C., Souza Lima Figueiredo, M. & Santos, L.N. (2022) Far beyond the Amazon: global distribution, environmental suitability, and invasive potential of the two most introduced peacock bass. *Biological Invasions*, 24, 2851–2872.

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, 57–69.

Gutierrez, S.M.M., Schofield, P.J. & Prodocimo, V. (2016) Salinity and temperature tolerance of an emergent alien species, the Amazon fish *Astronotus ocellatus*. *Hydrobiologia*, 777, 21–31.

Hughes, A.C., Orr, M.C., Yang, Q. & Qiao, H. (2021) Effectively and accurately mapping global biodiversity patterns for different regions and taxa. *Global Ecology and Biogeography*, 30, 1375–1388.

Jézéquel, C., Tedesco, P.A., Bigorne, R., Maldonado-Ocampo, J.A., Ortega, H., Hidalgo, M., Martens, K., Torrente-Vilara, G., Zuanon, J., Acosta, A., Agudelo, E., Barrera Maure, S., Bastos, D.A., Bogotá Gregory, J., Cabeceira, F.G., Canto, A.L.C., Carvajal-Vallejos, F.M., Carvalho, L.N., Cella-Ribeiro, A., Covain, R., Donascimento, C., Dória, C.R.C., Duarte, C., Ferreira, E.J.G., Galuch, A.V. V., Giarrizzo, T., Leitão, R.P., Lundberg, J.G., Maldonado, M., Mojica, J.I., Montag, L.F.A., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Pouilly, M., Prada-Pedrerros, S., de Queiroz, L.J., Rapp Py-Daniel, L., Ribeiro, F.R.V., Ríos Herrera, R., Sarmiento, J., Sousa, L.M., Stegmann, L.F., Valdiviezo-Rivera, J., Villa, F., Yunoki, T. & Oberdorff, T. (2020) A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Scientific Data*, 7.

Junk, W.J., Soares, M.G.M. & Bayley, P.B. (2007) Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10, 153–173.

Khaliq, I., Rixen, C., Zellweger, F., Graham, C.H., Gossner, M.M., McFadden, I.R., Antão, L., Brodersen, J., Ghosh, S., Pomati, F., Seehausen, O., Roth, T., Sattler, T., Supp, S.R., Riaz, M., Zimmermann, N.E., Matthews, B. & Narwani, A. (2024) Warming underpins community turnover in temperate freshwater and terrestrial communities. *Nature Communications*, 15.

Kumar, A.B., Raj, S., Arjun, C.P., Katwate, U. & Raghavan, R. (2019) Jurassic invaders: flood-associated occurrence of arapaima and alligator gar in the rivers of Kerala. *Current Science*, 116.

Lawson, L.L., Tuckett, Q.M., Lawson, K.M., Watson, C.A. & Hill, J.E. (2015) Lower lethal temperature for arapaima arapaima gigas: Potential implications for culture and establishment in Florida. *North American Journal of Aquaculture*, 77, 497–502.

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.

Magalhães, A.L.B., Orsi, M.L., Pelicice, F.M., Azevedo-Santos, V.M., Vitule, J.R.S., Lima-Junior, D.P. & Brito, M.F.G. (2017) Small size today, aquarium dumping tomorrow: Sales of juvenile non-native large fish as an important threat in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 15.

Magalhães, A.L.B., Vitule, J.R.S., Patoka, J., Daga, V.S., Pelicice, F.M. & Bezerra, L.A.V. (2024) Taxonomic and functional differentiation in Brazilian creeks driven by the mass introduction of ornamental fish. *Hydrobiologia*.

Marchetti, M.P. & Engstrom, T. (2016) Society for Conservation Biology The conservation paradox of endangered and invasive species. *Biology*, 30, 434–437.

Marková, J., Jerikho, R., Wardiatno, Y., Kamal, M.M., Magalhães, A.L.B., Bohatá, L., Kalous, L. & Patoka, J. (2020) Conservation paradox of giant arapaima *Arapaima gigas* (Schinz, 1822) (Pisces: Arapaimidae): endangered in its native range in Brazil and invasive in Indonesia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 2020-January.

McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A.A., Hattab, T., MacNeil, M.A., Goberville, E., Lindegren, M., Engelhard, G., Pinsky, M. & Auber, A. (2021) Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology*, 31, 4817–4823.e5.

Miranda-Chumacero, G., Wallace, R., Calderón, H., Calderón, G., Willink, P., Guerrero, M., Siles, T.M., Lara, K. & Chuqui, D. (2012) Distribution of arapaima (*Arapaima gigas*) (Pisces: Arapaimatidae) in Bolivia: Implications in the control and management of a non-native population. *BioInvasions Records*, 1, 129–138.

Mohamed, M.N., Ramanathan, S.K., Sreeram, M.P. & Sudheesan, D. (2023) Ensemble modelling of Pirarucu (*Arapaima gigas*) distribution in biodiversity hotspot to understand its invasion risk. *Ecology of Freshwater Fish*, 32, 528–537.

Moorhouse, T.P. & Macdonald, D.W. (2015) Are invasives worse in freshwater than terrestrial ecosystems? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2, 1–8.

Mori, E., Grandi, G., Menchetti, M., Tella, J.L., Jackson, H.A., Reino, L., van Kleunen, A., Figueira, R. & Ancillotto, L. (2017) Worldwide distribution of non-native Amazon parrots and temporal trends of their global trade. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40, 49–62.

Olden, J.D., Leroy Poff, N. & Bestgen, K.R. (2006) Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*, 76, 25–40.

Orlandi Neto, A., Caneppele, D., Marques, H., Dias, J.H.P., Balbuena, J.A., de Oliveira, C. & Ramos, I.P. (2024) Long-term impact of an invasive predator on the diversity of fish assemblages in a neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 26, 1255–1267.

Padial, A.A., Vitule, J.R.S. & Olden, J.D. (2020) Preface: aquatic homogenocene—understanding the era of biological re-shuffling in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 847, 3705–3709.

Pelayo-Villamil, P., Guisande, C., Manjarrés-Hernández, A., Jiménez, L.F., Granado-Lorencio, C., García-Roselló, E., González-Dacosta, J., Heine, J., González-Vilas, L. &

Lobo, J.M. (2018) Completeness of national freshwater fish species inventories around the world. *Biodiversity and Conservation*, 27, 3807–3817.

Perrin, S.W., van der Veen, B., Golding, N. & Finstad, A.G. (2022) Modelling temperature-driven changes in species associations across freshwater communities. *Global Change Biology*, 28, 86–97.

Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J. & Richardson, D.M. (2020) Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95, 1511–1534.

Queiroz-Sousa, J., Brambilla, E.M., Garcia-Ayala, J.R., Travassos, F.A., Daga, V.S., Padial, A.A. & Vitule, J.R.S. (2018) Biology, ecology and biogeography of the South American silver croaker, an important Neotropical fish species in South America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28, 693–714.

R Core Team (2011) R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Rahel, F.J. (2000) *Homogenization of Fish Faunas across the United States*, New Series, 288.

Rocha, B.S., García-Berthou, E. & Cianciaruso, M.V. (2023) Non-native fishes in Brazilian freshwaters: identifying biases and gaps in ecological research. *Biological Invasions*, 25, 1643–1658.

Rolls, R.J., Hayden, B. & Kahilainen, K.K. (2017) Conceptualising the interactive effects of climate change and biological invasions on subarctic freshwater fish. *Ecology and Evolution*, 7, 4109–4128.

Rosa, D.M., de Sene, A.M., Moreira, M.Z. & Pompeu, P.S. (2021) Non-native prey species supporting fish assemblage biomass in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 23, 2355–2370.

Saba, A.O., Ismail, A., Zulkifli, S.Z., Halim, M.R.A., Wahid, N.A.A. & Amal, M.N.A. (2020) Species composition and invasion risks of alien ornamental freshwater fishes from pet stores in Klang Valley, Malaysia. *Scientific Reports*, 10.

Schofield, P.J. & Kline, J.L. (2018) Lower Lethal Temperatures for Nonnative Freshwater Fishes in Everglades National Park, Florida. *North American Journal of Fisheries Management*, 38, 706–717.

- Simberloff, D. & Von Holle, B. (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological Invasions*, 1.
- Sinovas, P., Price, B., Hinsley, A. & Pavitt, A. (2017) *Wildlife trade in Amazon countries: an analysis of trade in CITES-listed species*, Cambridge.
- Tedesco, P.A., Beauchard, O., Bigorne, R., Blanchet, S., Buisson, L., Conti, L., Cornu, J.F., Dias, M.S., Grenouillet, G., Hugueny, B., Jézéquel, C., Leprieur, F., Brosse, S. & Oberdorff, T. (2017) Data Descriptor: A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. *Scientific Data*, 4.
- Tuckett, Q.M., Ritch, J.L., Lawson, K.M. & Hill, J.E. (2017) Landscape-scale survey of non-native fishes near ornamental aquaculture facilities in Florida, USA. *Biological Invasions*, 19, 223–237.
- Vitule, J.R.S., Occhi, T.V.T., Kang, B., Matsuzaki, S.-I., Bezerra, L.A., Daga, V.S., Faria, L., Frehse, F. de A., Walter, F. & Padial, A.A. (2019) Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *Biodiversity and Conservation*, 28, 3037–3043.
- Waldock, C., Dornelas, M. & Bates, A.E. (2018) Temperature-Driven Biodiversity Change: Disentangling Space and Time. *BioScience*.
- Wyman-Grothem, K., Castello, L., dos Santos Catâneo, D.T.B., da Costa Doria, C.R., Magalhães, A.L.B., Patoka, J., Stewart, D. & Watson, C. (2024) Invasion risk to the United States from Arapaima spp. hinges on climate suitability. *Aquaculture Environment Interactions*, 16, 175–188.
- Zaret, T.M. & Paine, R.T. (1973) *Species Introduction in a Tropical Lake*, New Series, 182.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.M. (2007) *Analysing Ecological Data*, Springer New York, New York, NY.
- Sousa, R.G.C., Pereira, L.S., Cintra, M.A., de Carvalho Freitas, C.E., de Almeida Mereles, M., Zacardi, D.M., ... & Vitule, J.R.S. (2022). Status of Arapaima spp. in Brazil: threatened in its places of origin, a rapidly spreading invader elsewhere. *Management of Biological Invasions*, 13(4), 631.

Publicações científicas

- Título: *Unprotected Waters: When Protection Fails In Freshwater*
- Jornal científico: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*
- Data de submissão: 28/04/2025
- Situação: Em revisão (12/05/2025)



Aymar Orlandi Neto <orlandi.aymar@gmail.com>

Manuscript submitted to Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems

1 mensagem

Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems <no-reply@atyponrex.com>
Para: Aymar Orlandi Neto <orlandi.aymar@gmail.com>

28 de abril de 2025 às 18:07

Dear Aymar Orlandi Neto,

Your manuscript "Unprotected Waters: When Protection Fails In Freshwater" has been successfully submitted and is being delivered to the Editorial Office of *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* for consideration.

You will receive a follow-up email with further instructions from the journal editorial office, typically within one business day. That message will confirm that the editorial office has received your submission and will provide your manuscript ID.

Thank you for submitting your manuscript to *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Sincerely,

The Editorial Staff at Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems

By submitting a manuscript to or reviewing for this publication, your name, email address, and affiliation, and other contact details the publication might require, will be used for the regular operations of the publication, including, when necessary, sharing with the publisher (Wiley) and partners for production and publication. The publication and the publisher recognize the importance of protecting the personal information collected from users in the operation of these services and have practices in place to ensure that steps are taken to maintain the security, integrity, and privacy of the personal data collected and processed. You can learn more by reading our [data protection policy](#). In case you don't want to be contacted by this publication again, please send an email to AQCOffice@wiley.com.

- Título: *Amazonization of freshwater fish faunas*
- Jornal científico: *Fish and Fisheries*
- Data de submissão: 06/03/2025
- Situação: Em revisão (12/05/2025)

Fish and Fisheries

Preview

From: faf.office@wiley.com
To: orlandi.aymar@gmail.com
CC: orlandi.aymar@gmail.com, lg_ribas@hotmail.com, lidiane.franceschini@unesp.br, jhdias.bio@gmail.com, h.marques@outlook.com, igor.paiva.ramos@gmail.com, lilian.casatti@unesp.br, eder.gubiani@unioeste.br, biovitule@gmail.com
Subject: Fish and Fisheries - Manuscript ID FaF-25-Mar-103 [email ref: SE-6-a]
Body: 06-Mar-2025

Dear Dr. Orlandi Neto:

Your manuscript entitled "Amazonization of freshwater fish faunas" by Orlandi Neto, Aymar; Ribas, Luiz; Franceschini, Lidiane; Dias, João; Marques, Hugo; Ramos, Igor; Casatti, Lilian; Gubiani, Eder; Vitule, Jean, has been successfully submitted online and is presently being given full consideration for publication in Fish and Fisheries.

Co-authors: Please contact the Editorial Office as soon as possible if you disagree with being listed as a co-author for this manuscript.

Your manuscript ID is FaF-25-Mar-103.

Please mention the above manuscript ID in all future correspondence or when calling the office for questions. If there are any changes in your street address or e-mail address, please log in to ScholarOne Manuscripts at <https://mc.manuscriptcentral.com/faf> and edit your user information as appropriate.

You can also view the status of your manuscript at any time by checking your Author Center after logging in to <https://mc.manuscriptcentral.com/faf>.

This journal offers a number of license options, information about this is available here: <https://authorservices.wiley.com/author-resources/Journal-Authors/licensing/index.html>. All co-authors are required to confirm that they have the necessary rights to grant in the submission, including in light of each co-author's funder policies. For example, if you or one of your co-authors received funding from a member of Coalition S, you may need to check which licenses you are able to sign.

Thank you for submitting your manuscript to Fish and Fisheries.

Sincerely

FAF Editorial Office
Editorial Office, Fish and Fisheries
Wiley Journal

<http://www.fishandfisheries.org>
Free access to Fish & Fisheries in the developing world

faf.office@wiley.com

Date Sent: 06-Mar-2025

Close Window

Trata o presente sobre a avaliação do relatório de atividades do estágio de pós-doutorado do **Dr. Aymar Orlandi Neto**, que desenvolveu o projeto “Potencial de expansão global da distribuição de espécies de peixes amazônicas”, no período de 01/10/2024 a 30/06/2025, junto ao Departamento de Biologia e Zootecnia/FEIS/Unesp, sob minha supervisão.

O relatório apresentado inclui de forma clara e objetiva os resultados encontrados acerca da disseminação e o estabelecimento de espécies amazônicas fora de suas regiões nativas. Nossos resultados, baseados em 76.796 registros de 280 espécies de PAD, revelam um aumento expressivo nas ocorrências de PAD fora da bacia Amazônica, particularmente na América do Sul, Sudeste Asiático e Estados Unidos. No rio Paraná, tanto a riqueza quanto a proporção de PAD aumentaram ao longo do tempo. Os dados apresentados estão sob avaliação em periódico científico internacional, demonstrando que o pós-doutorado obteve sucesso e gerou dados de interesse para a ciência e, seguramente, originará publicação em revista na área específica. O conjunto de dados produzidos no projeto de pós-doutorado permite concluir que o Dr. Aymar se dedicou a sua atividade, e cumpriu com os objetivos propostos em tempo menor do que o previsto no cronograma. Ainda, o presente pedido de finalização se justifica devido ao mesmo ter obtido bolsa de pós-doutorado Fapesp. Qualquer dúvida estou à disposição.

Prof. Igor Paiva Ramos

Departamento de Biologia e Zootecnia