



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Fernanda de Carvalho Motta

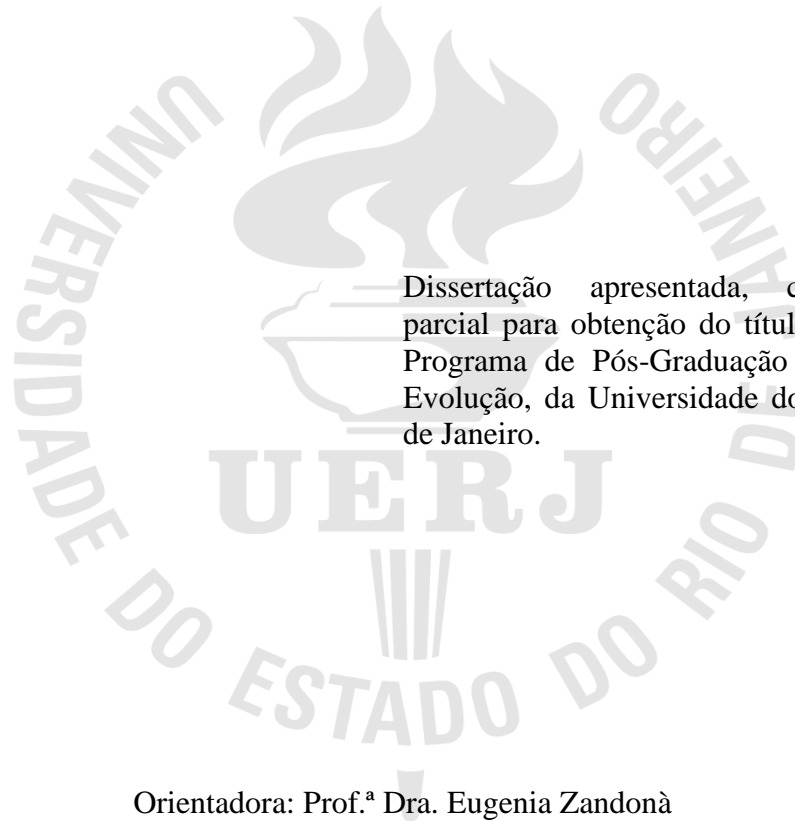
**Efeitos diretos e indiretos da pesca na reciclagem de nutrientes em rios
pantaneiros**

Rio de Janeiro

2021

Fernanda de Carvalho Motta

Efeitos diretos e indiretos da pesca na reciclagem de nutrientes em rios pantaneiros



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.^a Dra. Eugenia Zandonà
Coorientador: Prof. Dr. Vinicius Neres-Lima

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/BIBLIOTECA CTC/A

M921 Motta, Fernanda de Carvalho.
Efeitos diretos e indiretos da pesca na reciclagem de nutrientes em rios pantaneiros / Fernanda de Carvalho Motta. – 2021.
60 f. : il.

Orientadores: Eugenia Zandonà, Vinicius Neres-Lima.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes.

1. Pesca - Aspectos ambientais - Teses. 2. Peixes - Excreção - Teses. 3. Guildas - Teses. 4. Peixes - Pantanal Mato Grossense (MS e MT) - Teses. I. Zandonà, Eugenia. II. Neres-Lima, Vinicius.. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes. IV. Título.

CDU 639.2

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Fernanda de Carvalho Motta

Efeitos diretos e indiretos da pesca na reciclagem de nutrientes em rios pantaneiros

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 28 de outubro de 2021.

Orientadores:

Prof.^a Dra. Eugenia Zandonà

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Vinicius Neres-Lima

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Eugenia Zandonà

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Profa. Dra. Miriam Albrecht

Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Prof. Dr. Vinicius Fortes Farjalla

Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Rio de Janeiro

2021

DEDICATÓRIA

Dedico este projeto e título à minha mãe, Denise de Carvalho Torres, em respeito à sua história e em agradecimento pela minha.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pela criação e suporte até aqui. Especialmente à minha mãe, por tanto ter se sacrificado para me garantir acesso à Educação e a um futuro privilegiado. Não consigo imaginar o que o alcance a essa titulação pode significar a você, mas fico feliz por ter concretizado o seu sonho.

Aos professores Eugenia Zandonà e Vinicius Neres-Lima por representarem, a mim, muito mais que orientadores. Vocês me ensinam diariamente sobre liderança, e que esta de nada tem a ver com hierarquia. Pelo contrário, com vocês aprendi que família é construída nos lugares mais improváveis e que relações humanas estão acima de qualquer outra coisa.

À banca, pela disponibilidade e todas as contribuições neste trabalho: Profa. Dra. Eugenia Zandonà, Profa. Dra. Miriam Albrecht, Profa. Dra. Flavia Tromboni, Prof. Dr. Timothy Moulton e Prof. Dr. Vinicius Farjalla.

Aos amigos e professores de laboratório, por formarem um ambiente de diálogo, amizade e companheirismo – perdi as contas de quantas vezes nos amparamos pelos mais diversos motivos. Um agradecimento especial ao prof. Timothy Moulton pela oportunidade de viver histórias inesquecíveis enquanto estagiária em iniciação científica. Tim, você me apresentou à ciência na prática e foi um privilégio ser sua aluna.

À UERJ por transformar a minha vida através da educação, e por ter me apresentado a pessoas que mais tarde viriam a se tornar a minha família; E também às minhas amigas da escola da vida, que me acompanham há anos e vibram junto nos bons e maus momentos.

À Luisa de Brito Mendes, por estar ao meu lado em mais um ciclo e me incentivar a ser melhor sempre. Com você aprendi sobre o amor, e graças a ele sou livre. O seu choro aliviado quando fui aprovada na Seleção do Mestrado é uma das cenas mais especiais na minha memória – obrigada por tanta história construída juntas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da UERJ pelo incentivo à pesquisa e suporte ao longo dos meus 5 anos desde à graduação até agora; e ao EMBRAPA Pantanal e pesquisadores envolvidos na elaboração dos relatórios de acompanhamento de pesca, pela sua disponibilização e contribuição essencial para o desenvolvimento desta pesquisa.

À agência de fomento FAPERJ pelo ininterrupto apoio financeiro inclusive em situação de pandemia, reforçando mais uma vez seu cuidado com a classe cientista e sendo fundamental para a minha trajetória na Pós-Graduação.

Um livro, uma caneta, uma criança e um professor podem mudar o mundo.

Malala Yousafzai

RESUMO

MOTTA, Fernanda de Carvalho. *Efeitos diretos e indiretos da pesca na reciclagem de nutrientes em rios pantaneiros*. 2021. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Consumidores podem ter um importante papel ecológico como recicladores de nutrientes no ambiente onde vivem. Isso porque atuam tanto de forma direta, pela perda de nutrientes através da assimilação e incorporação da matéria orgânica proveniente da dieta em seus tecidos, quanto de forma indireta, através da excreção de compostos inorgânicos. A pesca profissional surge como possível ameaça à dinâmica de nutrientes de ambientes aquáticos, já que se reflete na colheita da biomassa dos peixes e consequente redução da sua contribuição ecológica. Neste estudo, investigamos como a retirada de biomassa, através da pesca, influencia na perda de estoque de nutrientes do sistema aquático sob forma de nutrientes orgânicos contidos nos corpos dos peixes e nutrientes inorgânicos que os peixes remineralizam através da excreção. Também analisamos como a perda de diferentes guildas tróficas (onívora, carnívora, detritívora e piscívora) diferem neste papel. Para isso, utilizamos os dados de estoques pesqueiros do EMBRAPA Pantanal entre os anos de 2012 a 2016 e calculamos a quantidade de nutrientes presentes no tecido corporal, e as taxas de excreção de nitrogênio e fósforo através de um modelo universal publicado baseado em massa, dieta e temperatura. Vimos que cerca de 817t de biomassa de peixes foram pescadas no somatório dos 5 anos, correspondendo à perda de cerca de 87t de C corporal, 24t de N corporal e 4,56t de P corporal. A nível de excreção, os peixes deixaram de contribuir com cerca de 4702kg/mês de N e 180kg/mês de P ao sistema. Sete das treze espécies estudadas representaram, juntas, aproximadamente 93% da contribuição na excreção de N e 92% na excreção de P ao ambiente. Indivíduos carnívoros apresentaram maior excreção populacional de N (aproximadamente 1860kg/mês) e os onívoros maiores excreções de P (97kg/mês) nos 5 anos analisados. Em relação aos nutrientes corporais, a guilda dos carnívoros teve números impressionantes, com cerca de 10.000kg de N e aproximadamente 2.000kg de P contidos em seus tecidos que foram removidos com a pesca. Desta forma, uma possível extinção ou redução drástica dos peixes, através da pesca, pode alterar significativamente a dinâmica de N e P e a identidade de um possível nutriente limitante no ambiente.

Palavras-chave: Peixes. Guildas tróficas. Biomassa. Excreção de nutrientes. Estequiometria ecológica. Nitrogênio e Fósforo.

ABSTRACT

MOTTA, Fernanda de Carvalho. *Direct and indirect effects of fishing on nutrient recycling in Pantanal rivers*. 2021. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Ecologically, consumers can play an important role as nutrient recyclers in the environment where they live, as they directly remineralize nutrients through excretion, or indirectly through assimilation and incorporation of organic matter from the diet into tissues. Professional fishing emerges as a possible threat to the dynamics of nutrients in aquatic environments, as it is reflected in the harvesting of fish biomass and the consequent reduction in their ecological contribution. In this study, we investigated how the removal of biomass through fishing influences the nutrient supply in the aquatic system and how omnivorous, carnivorous, detritivorous and piscivorous diets contribute to nutrient input in the same system. For this, we used EMBRAPA Pantanal fish stock data between the years 2012 to 2016 and calculated the excretion rates of nitrogen and phosphorus through a universal model for the prediction of N and P that considers biomass, diet, temperature as determining factors for excretion rates; elemental body composition was estimated through carbon, nitrogen and phosphorus present in fish tissue. We saw that about 817t of biomass was fished over the years, corresponding to a loss of about 87t of body C, 24t of body N and 4.56t of body P; at the level of excretion, fish no longer contribute about 4702 kg/month of nitrogen and 180 kg/month of phosphorus to the system. Seven of the thirteen species studied together accounted for approximately 93% of the contribution to nitrogen excretion and 92% to phosphorus excretion to the environment. Carnivorous had higher population excretion of N (approximately 1860 kg/month) and omnivores had higher excretion of P (97 kg/month) over the years analyzed; in terms of body nutrients, the guild of carnivores had impressive numbers, with around 10,000kg of nitrogen and approximately 2,000kg of phosphorus in their tissue. Thus, a possible extinction or drastic reduction of fish, through fishing, can significantly alter the N:P dynamics and the identity of a possible limiting nutrient in the environment.

Keywords: Fishes. Trophic guilds. Biomass. Excretion of nutrients. Ecological stoichiometry. Nitrogen and Phosphorus.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Papel dos peixes na reciclagem de nutrientes, atuando como fonte de nutrientes pelos resíduos metabólicos, e como sumidouros através da assimilação pelos tecidos	14
Figura 2 - Homeostase aplicada à estequiometria	15
Figura 3 - Mapa da área de estudo, a Bacia do Alto Paraguai (GEF Pantanal, 2003).....	18
Figura 4 - Espécies pescadas em rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016	25
Figura 5 - Biomassa retirada (<i>Havesting</i> , Kg de massa úmida) do sistema pela pesca das sete espécies mais pescadas nos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016	34
Figura 6 - C, N e P orgânico (t) retirados em cada mês pela pesca dos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016.....	35
Figura 7 - C, N e P orgânico (t) por ano retirados nos cinco anos (2012 a 2016) pela pesca de treze espécies dos rios da Bacia do Alto Paraguai.....	36
Figura 8 - C, N e P orgânico (t) por espécie retirados nos cinco anos (2012 a 2016) pela pesca dos rios da Bacia do Alto Paraguai.....	36
Figura 9 - Nitrogênio pescado (kg) por espécie ao longo dos anos.....	38
Figura 10 - Fósforo pescado (kg) por espécie ao longo dos anos.....	39
Figura 11 - Nitrogênio (kg) excretado por espécie com variação mensal, considerando as sete mais pescadas.....	41
Figura 12 - Fósforo (kg) excretado por espécie com variação mensal, considerando as sete mais pescadas.....	43
Figura 13 - Excreção populacional de N por toda a assembleia de pescado, ao longo dos cinco anos	44
Figura 14 - Excreção populacional de P por toda a assembleia de pescado, ao longo dos cinco anos	44
Figura 15 - Excreção N:P entre as sete espécies mais pescadas.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Peso do pescado (Kg) por ano (2012-2016) em rios da Bacia do Alto Paraguai utilizados nesse estudo.....	19
Tabela 2 - Classificação das treze espécies estudadas quanto a guilda trófica de acordo com seus hábitos alimentares	26
Tabela 3 - Descrição e equação dos parâmetros obtidos e/ou calculados nesse estudo	28
Tabela 4 - Comprimento padrão mínimo ($C_{p_i\text{-mín}}$) e massa úmida mínima ($M_{\text{mín}}$) estimadas pela relação massa comprimento, $M = \alpha C_p^\beta$ das espécies de peixe pescadas nos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016. α e β são parâmetros da relação massa-comprimento obtidos no fishbase.....	32
Tabela 5 - Biomassa úmida pescada (t) nos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016, considerando todas as treze espécies estudadas.....	33
Tabela 6 - Excreção populacional de N a cada ano estudado (kg/mês)	40
Tabela 7 - Excreção populacional de P a cada ano estudado (kg/mês)	42
Tabela 8 - Excreção de nutrientes inorgânicos e composição corporal de nutrientes orgânicos por guilda.....	46

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BAP	Bacia do Alto Paraguai
DP	Desvio Padrão
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
SCPESCA/MS	Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul
SiBBr	Sistemas de Informações sobre a Biodiversidade Brasileira
TEE	Teoria da Estequiometria Ecológica
TME	Teoria Metabólica da Ecologia
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
1 METODOLOGIA	18
1.1 Caracterização da área de estudo e busca de dados	18
1.2 Espécies estudadas	21
1.3 Obtenção de dados de pesca e das espécies de peixes	26
1.4 Quantificação da perda de nutrientes orgânicos (C, N e P) contidos nos corpos dos peixes e a perda de nutrientes potencialmente remineralizados pelos peixes pescados	27
2 RESULTADOS	32
2.1 Comprimento padrão e massa de peixes pescados	32
2.2 Biomassa retirada por pesca	33
2.3 Perdas de C, N e P orgânicos removidos da bacia do Alto Paraguai, diretamente, pela pesca	34
2.4 Perda de nutrientes (N e P inorgânicos) que potencialmente seriam remineralizados pelos peixes pescados	39
2.5 Guildas e excreção de nutrientes	45
3 DISCUSSÃO	47
3.1 Efeitos da pesca para o ecossistema aquático	47
3.2 Influência das guildas na ciclagem de nutrientes	50
CONCLUSÕES	53
REFERÊNCIAS	54

INTRODUÇÃO

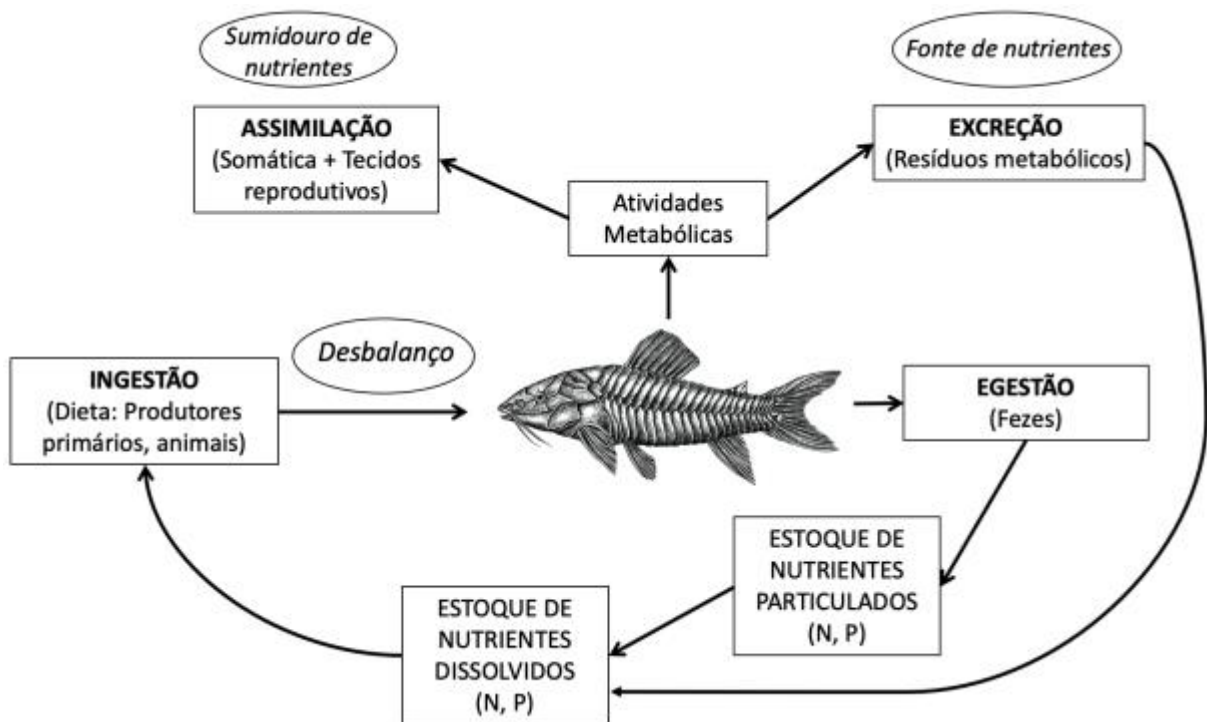
Consumidores aquáticos atuam como contribuidores importantes para diversos processos ecossistêmicos no meio aquático, tendo grande influência, inclusive, na reciclagem de nutrientes. Isso porque fornecem estes nutrientes para produtores primários e microorganismos através da excreção (*Consumer-driven nutrient dynamics*) (McIntyre *et al.*, 2007; Vanni *et al.*, 2002) e também através da egestão de nutrientes que não são assimilados, alocados para o desenvolvimento, reprodução ou vias metabólicas, e que também podem ser disponibilizados para os produtores primários e micróbios (Atkinson *et al.*, 2013). Os consumidores também representam sumidouros de nutrientes (Vanni *et al.*, 2013), já que os retiram do sistema através da alimentação, com consequente aprisionamento em biomassa para utilização na manutenção de tecidos, crescimento e reprodução (McIntyre & Flecker, 2010). Além da disponibilização de carbono ao ambiente pela decomposição, já que os elementos presentes no tecido dos corpos são remineralizados ao ambiente e utilizado ao longo dos ciclos biogeoquímicos.

Sob uma perspectiva ecossistêmica, a abundância de uma espécie tem grande influência na determinação do seu impacto no sistema, isso porque quanto mais abundante no ambiente, mais impacto a espécie terá nele (McIntyre *et al.*, 2008). Em ambientes aquáticos de água doce, os peixes podem apresentar elevadas biomassas e consequentemente ter um grande impacto ecológico no ambiente através da remineralização de nutrientes (Benstead *et al.*, 2010). Dois dos nutrientes mais excretados por estes organismos, o nitrogênio (N) e o fósforo (P), são limitantes da produção primária na maioria dos ecossistemas aquáticos (Kosten *et al.*, 2009). Ambos os elementos estão presentes desde as biomoléculas que compõem os tecidos vivos, e até mesmo nos ciclos biogeoquímicos que regem processos ecossistêmicos em diferentes paisagens (Sterner & Elser, 2002).

Desta forma, alta biomassa de organismos é capaz de alterar a limitação de nutrientes do sistema e impactar diretamente na comunidade de algas (Atkinson *et al.*, 2013). Por exemplo, uma espécie de peixe foi introduzida em um rio, no México, onde a comunidade atendia a demanda de N e P. Após a sua introdução, pela abundância, a demanda de P teve alteração na sua dinâmica, pois a espécie em questão atuava como sumidouro de P para investir em sua armadura óssea. Estas diferenças na estequiometria corporal entre espécies tiveram como consequência a profunda alteração na ciclagem de nutrientes do ambiente (Capps & Flecker, 2013).

Espécies diferentes de peixes diferem no seu papel como recicladores de nutrientes, não só devido à sua biomassa, mas também a fatores espécie-específicos, como o peso, dieta e tamanho do corpo, que afetam suas taxas de excreção. Compreender estes fatores é importante para poder prever as taxas de excreção de um organismo, que dependem da sua necessidade nutricional e requerimentos diversos, assim como a relevância de cada nutriente para o seu desenvolvimento, crescimento (Figura 1).

Figura 1 - Papel dos peixes na reciclagem de nutrientes, atuando como fonte de nutrientes pelos resíduos metabólicos, e como sumidouros através da assimilação pelos tecidos



Fonte: Zandonà *et al.*, 2021.

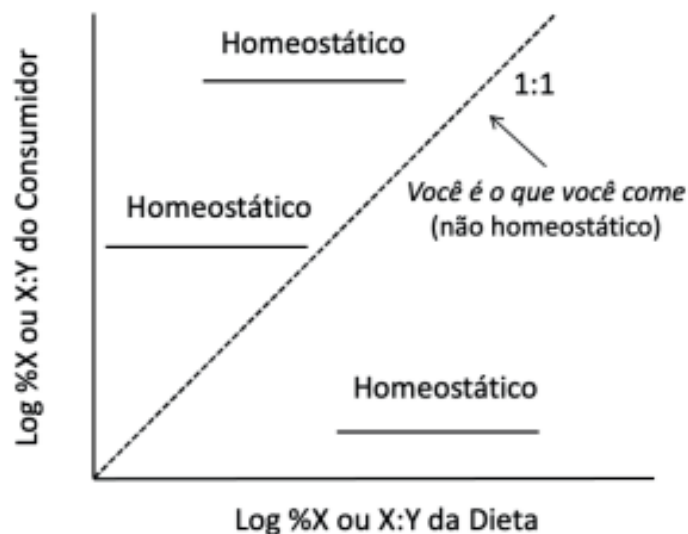
Neste sentido, a Teoria da Estequiometria Ecológica (TEE), baseada no princípio de conservação de massa, permite prever o efeito de um desbalanço na demanda de nutrientes e dieta de um organismo - medido em assimilação, excreção e egestão individual (McIntyre & Flecker, 2010). Pela TEE, é possível estimar a proporção de nutrientes excretados através da concentração de nutrientes na dieta e demanda do organismo, dando origem ao seguinte balanço estequiométrico (Evans-White & Lamberti, 2005; McIntyre & Flecker, 2010; Sterner & Elser, 2002; Vanni, 2002; Zandonà *et al.*, 2021):

$$\text{Excreção} = \text{Dieta} - \text{Assimilação} - \text{Egestão}$$

Como pressuposto pela TEE, os consumidores, como os peixes, possuem elevado grau de homeostase (Sturner & Elser, 2002), por serem capazes de manter sua composição elementar corporal mesmo com a alteração na composição da sua dieta. Desta forma, há a assimilação apenas dos nutrientes necessários para composição da estrutura corporal e atividades metabólicas e reprodutivas, com consequente eliminação, através da excreção e egestão, dos nutrientes em excesso (Vanni, 2002).

Outros fatores podem alterar significativamente as taxas de excreção dos peixes, como o tamanho do corpo e fatores fisiológicos, como a temperatura. A Teoria Metabólica da Ecologia (TME) considera que a taxa metabólica de um organismo está relacionada alometricamente ao crescimento deste indivíduo por um fator de aproximadamente 0,75 (Figura 2) (Brown *et al.*, 2004). Atuando como uma teoria interdisciplinar entre fisiologia, ecologia e evolução, a TME também defende que a temperatura ambiental tem forte contribuição para as taxas de excreção, já que biologicamente as reações enzimáticas são otimizadas com o aumento da temperatura do ambiente (Gillooly *et al.*, 2001). De forma prática, esta teoria nos ajuda a entender o potencial efeito da perda de espécies em relação ao seu tamanho, já que existe uma relação alométrica entre tamanho do corpo e taxas metabólicas (Brown *et al.*, 2004).

Figura 2 - Homeostase aplicada à estequiometria



Fonte: Zandonà *et al.*, 2021.

Considerando assim o importante papel dos peixes como reguladores de processos ecossistêmicos, as atividades pesqueiras têm o potencial de perturbar profundamente as dinâmicas de nutrientes mediadas pelos peixes. A pesca surge com efeito direto nos ecossistemas, através da retirada de biomassa e nutrientes no tecido corporal dos peixes, também ocorre o efeito indireto pela perda de nutrientes remineralizados através da excreção. Ainda, representa uma ameaça em potencial especialmente às espécies de grande porte, por serem mais visadas comercialmente além de altamente prestigiadas na modalidade esportiva

Mccauley *et al.* (2015) alertaram sobre o cenário de elevada remoção de peixes: cerca de bilhões de toneladas ano após ano pelo mundo, tanto em ambientes marinhos quanto em ambientes de água doce. Essa colheita excessiva pode resultar em consequências negativas, especialmente na estrutura e dinâmica populacional dos peixes - consequências frequentemente estudadas em ambientes marinhos, mas ainda com pesquisas escassas quando falamos sobre ecossistemas de água doce (Allan *et al.*, 2005), o que torna este ambiente desafiador para a previsão dos efeitos da atividade pesqueira. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2004), o Brasil possui a maior riqueza mundial em recursos naturais no que diz respeito à água, contando a região Norte com 20% de toda água doce do mundo. Em relação à produção de pescado, 80% referem-se a peixes de água doce e ocorre em todos os estados brasileiros. Os peixes de água doce são responsáveis por 20 a 25% da biodiversidade de vertebrados do mundo e há indícios de que somente na América do Sul e Central ocorram mais de 8.000 espécies (Winemiller *et al.*, 2008).

O Pantanal é considerado a maior planície alagada contínua do mundo, sendo influenciado pelas alterações no regime de inundações, causando mudanças na cobertura vegetal (ICMBio, 2018). Somados a isso, os diferentes habitats, tipos de solo e regimes de inundação proporcionam à região uma elevada biodiversidade (Harris *et al.*, 2005). Considerado patrimônio nacional brasileiro desde 1988 e declarado Patrimônio Mundial pela UNESCO em 2000, a região pantaneira é de suma importância. As atividades econômicas tradicionais da região como a pesca profissional-artesanal e a de subsistência, o turismo e a pecuária tradicional, dependem do equilíbrio do ecossistema em questão (Catella, 2001). Porém, as atuais tendências do desenvolvimento sustentável vêm ameaçando o equilíbrio do Pantanal (Harris *et al.*, 2005).

Estudos sobre o efeito da pesca são geralmente baseados em efeitos sobre estoques, perda de espécies, ou redução de tamanhos populacionais (Hildsorf *et al.*, 2006). Estudos que visam entender o impacto da pesca na alteração de processos ecossistêmicos, além de estudos de cascatas tróficas, são raros, e mais raros ainda são aqueles que tentam entender ou

quantificar o impacto da pesca na ciclagem de nutrientes. Um estudo realizado em um rio na Venezuela e no Lago Tanganika, estimou como a perda de espécies de peixes afetava a reciclagem de nutrientes realizada pela excreção (McIntyre *et al.*, 2007). Quando foi simulada a perda de espécies de acordo com as mais pescadas, foi observada uma redução mais rápida nesse processo ecossistêmico, sugerindo que a pesca pode ter efeitos desastrosos nas dinâmicas de nutrientes. Além disso, pouco se sabe sobre como a retirada de biomassa de peixes pela pesca se traduz em uma perda de nutrientes orgânicos presentes nos tecidos corporais desses organismos. Cenários aleatórios de extinção de peixes forneceram indícios de que, a perda das espécies mais visadas pelos pescadores, acarreta efeitos negativos para a ciclagem de nutrientes (McIntyre *et al.*, 2007). Um dos desafios atuais, relacionados ao entendimento do papel dos peixes como reguladores de processos ecossistêmicos, é estimar a contribuição relativa de ambos os efeitos simultaneamente, tanto em termos de nutrientes fornecidos ao sistema através da excreção, como em nutrientes orgânicos fixados no tecido corporal destes organismos (Vanni *et al.*, 2013).

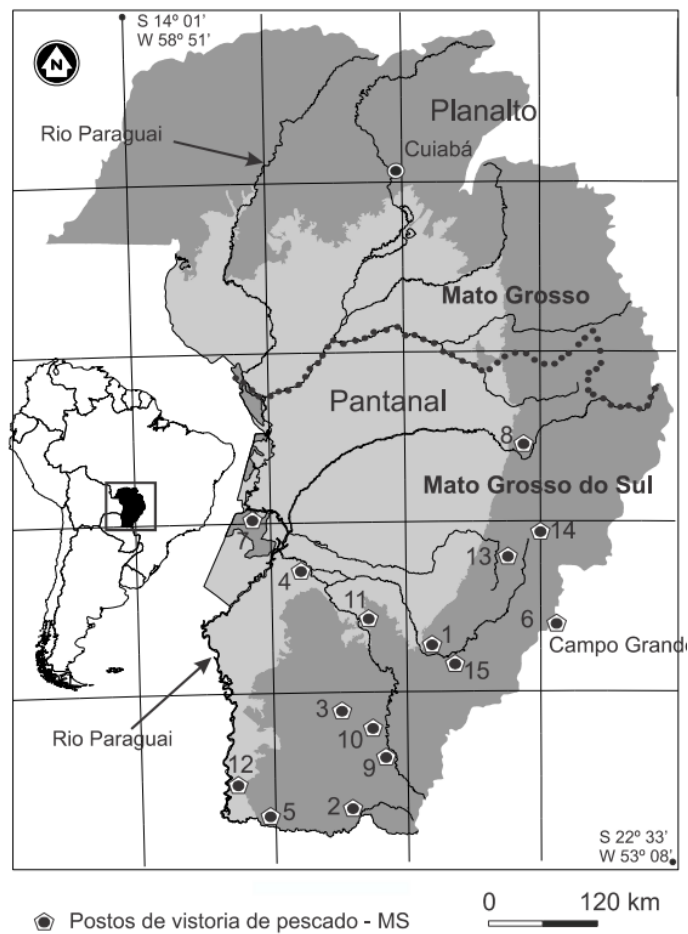
Neste estudo, visamos assim quantificar o potencial impacto da pesca nas dinâmicas de nutrientes mediadas pelos peixes. Pela primeira vez, estimamos como a perda de biomassa de pescado se traduz em perda de nutrientes orgânicos – carbono, nitrogênio e fósforo – conteúdos nos corpos dos peixes. Além disso, quantificamos o impacto da pesca em termos de perda de nutrientes potencialmente remineralizados pelos peixes pescados utilizando de um modelo universal publicado (Vanni & McIntyre, 2016). Analisamos também o impacto da perda de diferentes guildas tróficas dos peixes pescados para entender como diferentes grupos funcionais podem estar relacionados à ciclagem de nutrientes. Utilizamos o banco de dados sobre atividades pesqueiras de rios pantaneiros que representa um sistema ideal de estudo. Isso porque, além de ter disponibilidade de dados de pesca ao longo de cinco anos, o Pantanal representa um dos biomas mais ricos de espécies de peixes e ao mesmo tempo é responsável por grande parte da comercialização de pescado ao longo do país, incluindo estados como São Paulo, Paraná e Minas Gerais (SCPESCA/MS). Esses dados se tornam muito importantes para estudos de *budget* de energia quando consideramos a demanda energética do ambiente, e em termos aplicados para o manejo de uma pesca sustentável.

1 METODOLOGIA

1.1 Caracterização da área de estudo e busca de dados

Os dados utilizados neste projeto são referentes à Bacia do Alto Paraguai (BAP) em Mato Grosso do Sul, região Centro-Oeste do Brasil (Figura 3). Sua área ocupa aproximadamente 138 mil km² (Da Silva *et al.*, 1998), concentrando os biomas do Cerrado, Amazônia e Pantanal (IBGE, 2004). A Bacia é utilizada para o transporte de carga e comércio de alimentos pesqueiros, representando elevada importância econômica.

Figura 3 - Mapa da área de estudo, a Bacia do Alto Paraguai



Fonte: Catella *et al.*, 2020.

O Rio Paraguai, principal canal de drenagem da BAP, conta com pulsos de inundação ao longo do ano, fator ecológico imprescindível para as assembleias de peixes e para a pesca. De acordo com a extensão da inundação e o tempo em que a água está disponível nos campos, há maior disponibilidade de habitats e recursos alimentares para o crescimento dos peixes em anos mais cheios, e a situação oposta em anos secos (Catella & Albuquerque, 2007). Além disso, os pulsos de inundação influenciam diretamente a piracema: em períodos de seca, os peixes migratórios se deslocam rio acima e apenas desovam no início do período chuvoso.

Os dados-base utilizados foram obtidos pelo Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul (SCPESCA/MS), cujas atividades são praticadas em conjunto pelos órgãos estaduais do meio ambiente e a Embrapa Pantanal, incluindo a incluindo a Polícia Ambiental/MS (Catella & Albuquerque, 2007). Através dos relatórios anuais disponíveis gratuitamente na *internet* (www.cpap.embrapa.br/publicacoes), os dados de quilogramas de pesca por espécie por mês (março a outubro) no período 2012-2016 da Bacia do Alto Paraguai foram obtidos, nos pontos de coleta especificados na Tabela 1. Os dados da Tabela 1 representam o somatório de Kg pescado por ponto de coleta, totalizando dezenove rios, no período dos cinco anos analisados. Entre novembro e fevereiro, a pesca não é permitida, pois é o período importante para a reprodução e reposição dos estoques e dessa forma, estabelecido como período de defeso.

Tabela 1 - Peso do pescado (Kg) por ano (2012-2016) em rios da Bacia do Alto Paraguai utilizados nesse estudo

Rio	2012	2013	2014	2015	2016
Rio Miranda	95.307,7	70.990,8	77.128,9	87.874,5	88.676,8
Rio Paraguai	35.413,5	31.078,0	21.119,9	41.695,3	53.224,2
Rio Aquidauana	10.069,0	6.840,6	9.906,8	13.186,0	19.727,7
Rio Taquari	10.069,0	13.006,8	10.579,2	15.437,2	12.393,8
Rio Coxim	1.311,5	13.006,8	2.787,9	3.677,3	5.920,0
Rio Mondego	272,0	-	-	-	-
Rio Cuiabá	100,0	739,2	713,5	1.081,0	1.193,5
Rio Paraguai-Mirim	55,0	-	-	-	64,0
Rio Apa	19,0	502,1	60,0	155,5	993,2
Dois Rios	4.574,9	6.182,6	6.272,5	3.704,4	2.836,9

Rio	2012	2013	2014	2015	2016
Rio Dois Irmãos	-	-	-	-	515,0
Rio Negro	-	230,0	-	-	-
Rio Piquiri	-	67,1	149,5	376,5	381,3
Rio Negrinho	-	30,0	-	-	-
Rio Correntes	-	16,0	-	56,0	183,5
Rio Jauru	-	-	-	92,5	302,5
Baia Guaraíva	-	-	-	7,5	-
Rio Nabileque	-	-	-	-	73,0
Rio Albuquerque	-	-	-	-	17,0

Fonte: Adaptado de Albuquerque *et al.*, 2013 e Catella *et al.*, 2014, 2015, 2016, 2017.

Também é importante considerar as análises hidrológicas de cada ano, já que a extensão da inundação e o tempo em que a água está disponível nos campos influencia na maior disponibilidade de habitats e recursos alimentares para o crescimento dos peixes em anos mais cheios, e a situação oposta em anos secos (Catella, 2007). Para esta classificação, utilizamos os dados fornecidos pelo 6º Distrito Naval da Marinha do Brasil, referentes ao Rio Paraguai, sendo o ano de 2012 classificado como de seca, atingindo cota máxima de 2,96 m e aproximadamente 51% do total do pescado foi por atividade profissional; O ano de 2013 foi classificado como ano de cheia, com cota máxima de 4,26m e aproximadamente 49,5% dos peixes foram pescados por atividade de pesca profissional, sendo o restante pela pesca esportiva. No ano de 2014, o rio atingiu a cota máxima de 5,42m e o resultado foi um ano de grande cheia, e aproximadamente 44,4% dos peixes foram pescados por atividade profissional. Em 2015, o ano foi de cheia já que o Rio Paraguai atingiu a cota máxima de 4,60m, além de aproximadamente 49,5% dos peixes foram pescados por atividade profissional. Já no ano de 2016, classificado também como ano de cheia cota máxima de 4,06m, aproximadamente 50,6% dos peixes foram pescados pela atividade profissional.

1.2 Espécies estudadas

Para o nosso estudo, incluímos todas as 13 espécies disponíveis nos relatórios do SCPESCA/MS:

a) *Pseudoplatystoma corruscans* - Pintado (Figura 4a)

Uma das principais espécies nativas cultivadas (Roubach *et al.*, 2003). Sua espécie é distribuída amplamente na bacia do São Francisco, com maior importância no Pantanal, sendo encontrado também no sistema do rio da Prata - no Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai. De hábito noturno, o Pintado habita preferencialmente calhas dos rios, embaixo de malhas de aguapés. É um peixe piscívoro, alimentando-se principalmente da tuvira, minhocçu e pequenos peixes. Pode alcançar pesos próximos a 80Kg e quase 2m de comprimento. É um peixe que realiza migrações de desova. O pintado tem despertado grande interesse de pesquisadores e produtores de peixes devido ao valor comercial e seu potencial para o comércio. A espécie apresenta crescimento rápido, tamanho grande e ótima aceitação no mercado (Reid, 1983; Toledo, 1991), além da qualidade da carne muito saborosa e quase sem espinhos intramusculares, e das características para pesca esportiva (Lundstedt *et al.*, 2004). A pesca predatória, assim como a construção de hidroelétricas (Behr & Hayashi, 1997), a poluição dos rios e o assoreamento provocado pelo desmatamento das matas ciliares (Toledo, 1991), contribuem perigosamente para a diminuição gradual dos estoques nativos. Hoje o pintado encontra-se incluído entre as espécies quase ameaçadas à extinção (ICMBio, 2018).

b) *Pseudoplatystoma reticulatum* - Cachara (Figura 4b)

Distribuídos pelas bacias dos rios Amazonas e da Prata, as espécies de peixes deste grupo possuem hábitos sedentários, habitam o fundo dos rios, permanecendo entre as rochas e vegetações, orientando-se principalmente através dos sentidos químicos – olfato e paladar (Britski *et al.*, 1984). De hábito noturno, são carnívoros e permanecem escondidos durante o dia e saem à procura de alimentos a partir do anoitecer (Sterba, 1973). Assim como o *P. corruscans*, o *P. reticulatum* desempenha importante papel ecológico – sendo grande predador local – e econômico – possuindo carne saborosa e quase sem espinhos intramusculares. Entretanto, a pesca excessiva destes animais, somada à degradação do ambiente natural por ações humanas, tem causado um impacto negativo nas suas populações naturais. Estudos mostram que a cachara encontra-se em eminente ameaça de sobrepesca no Pantanal Matogrossense, necessitando de medidas para reduzir o esforço pesqueiro (Catella,

2004). Apesar disso, é considerada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (2018) como uma espécie de menor preocupação.

c) *Piaractus mesopotamicus* - Pacu (Figura 4c)

Distribuído pela bacia do Prata, pode alcançar mais de 70cm de comprimento e pesar até 20Kg. É considerado um dos peixes mais esportivos do Pantanal, além de ser muito importante comercialmente. Possui carne muito saborosa, sendo altamente pescado, é uma espécie que vem sendo muito utilizada na piscicultura e para a formação do híbrido Tambacu em cruzamento com o Tambaqui. Apresenta grande potencial para a piscicultura intensiva, devido à adaptabilidade ao cultivo, menor exigência de proteína e não necessidade de grandes quantidades de farinha de peixe na ração. O pacu destaca-se, também, pelo fato de ser uma espécie nativa e de fácil reprodução e manejo em cativeiro (Castagnolli, 1992), além de controlar plantas daninhas aquáticas em tanques de piscicultura. Afetado pela pesca intensiva o pacu atualmente encontra-se como quase ameaçado de extinção (ICMBio, 2018).

d) *Leporinus macrocephalus* - Piraputanga (Figura 4d)

Em seu ambiente natural se alimenta de frutas, matéria vegetal, caranguejos e pequenos peixes. Podem atingir cerca de 50cm e pesar, no máximo, 4kg, mas é muito raro encontrar espécimes nessas condições. É um peixe que faz longas migrações rio acima para se reproduzir, podendo percorrer, em um só dia, mais de 4Km contra a correnteza. Embora seja um peixe com uma carne muito boa, é muito complicado para arranjar, já que têm muitas espinhas, não sendo de alto valor para comercialização. Apesar da pesca esportiva, possui seu status de conservação como de menor preocupação (ICMBio, 2018).

e) *Brycon hilarii* - Piraputanga (Figura 4e)

Ocorre em pequenas correntezas, em locais de corredeiras e nos remansos, embaixo de árvores frutíferas e próximos às plantas aquáticas. Em seu ambiente natural alimenta-se basicamente de frutas e sementes, mas pode ingerir crustáceos, moluscos e insetos. São de grande importância na pesca comercial pela qualidade da carne, e na pesca amadora, pela esportividade. Considerados pela ICMBio (2018) como uma espécie de menor preocupação de ameaça.

f) *Pygocentrus piraya* - Piranha (Figura 4f)

Apresenta grande importância para a região pantaneira, uma vez que é amplamente buscada na pesca por turistas, sendo um dos grandes atrativos do Pantanal. Além disso, é utilizada no preparado de um dos pratos mais famosos da região, o caldo de piranha. Assim, apesar da sua ampla abundância é uma espécie muito visada para pesca, que se realizada de forma intensiva e descontrolada pode representar perigo para a conservação da espécie. A

pesca de piranhas só é permitida entre março e outubro. Entre novembro e fevereiro é proibida por conta da piracema (período de reprodução em que os cardumes rumam para nascentes e partes rasas dos rios para desovar). Atualmente essa espécie é considerada de menor preocupação pelo ICMBio (2018).

Figura 4 - Espécies pescadas em rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016



(a): *Pseudoplatystoma corruscans*



(b): *Pseudoplatystoma reticulatum*



(c): *Piaraactus mesopotamicus*



(d): *Leporinus macrocephalus*



(e): *Brycon hilarii*



(f): *Pygocentrus piraya*

Fonte: Elaborado pela autora, com base em (a) SiBBr, 2021b; (b) Fishbase, 2017; (c) SiBBr, 2021a; (d) Fishbase, 2021d; (e) Fishbase, 2021a; (f) Fishbase, 2021g.

g) *Zungaro jahu* – Jaú (Figura 5a)

O jaú é pouco explorado na fauna de peixes e existe a carência de dados científicos relativos a esta espécie, principalmente no que diz respeito à caracterização das propriedades da carne desse pescado. Vive no canal do rio, principalmente nos poços das cachoeiras, para onde vai no período de água baixa acompanhando os cardumes de Characidae (especialmente curimatá) que migram rio acima. A pressão de pesca pelos frigoríficos que exportam filé de jaú é muito grande e tem sido responsável pela queda da captura da espécie na Amazônia. Na região Sudeste do nosso país a carne dessa espécie é muito apreciada na gastronomia. Atualmente, o jaú sofre com a destruição do seu habitat natural devido à criação de grandes

barragens, em especial nos rios Grande e Paraíba. Por isso, é considerado como uma espécie ameaçada à extinção pelo ICMBio (2018).

h) *Salminus brasiliensis* – Dourado (Figura 5b)

Popularmente conhecido como dourado, é um peixe de grande porte, apreciado no consumo humano. Quando adulto mede em média 1,30m com cerca de 25kg. De alimentação carnívora, sua dieta é composta por pequenos peixes nas corredeiras e na boca das lagoas, além de insetos e crustáceos bentônicos. Seu comportamento é agressivo e predador, podendo comer peixes com praticamente até 70% de seu tamanho. Distribuído nas bacias dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai; drenagem da Laguna dos Patos, bacia superior dos rios Chaparé e Mamoré na Bolívia. Entre os principais fatores que estabelecem a estratégia reprodutiva das espécies de peixes, destacam-se o dimorfismo sexual, tamanho dos ovos, fecundidade e período reprodutivo.

i) *Sorubim lima* – Jurupensem (Figura 5c)

Conhecido no Brasil por inúmeros nomes populares como, por exemplo, Bico de pato e Jurupensem. Espécie de médio porte, medindo cerca de 70cm de comprimento corporal, pesando em média 1,3Kg. Distribuído pela bacia Amazônica, Araguaia-Tocantins e Prata. É um peixe carnívoro de hábito noturno, se alimentando de peixes menores, pequenos camarões e outros invertebrados. O Jurupensém é um peixe que habita poços abaixo das corredeiras. É importante na pesca comercial e esportiva, porém é visto mais entre comerciantes de peixes ornamentais. Apesar de ser ameaçado pela poluição e destruição do habitat, o *S. lima* não se encontra na categoria de espécies ameaçadas pelo ICMBIO.

j) *Hemisorubim platyrhynchos* – Jurupoca (Figura 5d)

Com distribuição nas Bacias amazônica, Araguaia-Tocantins e Prata, a jurupoca é um peixe relativamente difícil de pescar, já que tem por preferência as áreas mais profundas e com pouca movimentação nos rios, realizando grandes migrações para reproduzir e com hábitos noturnos. Existem registros de indivíduos com até 61cm de comprimento e 2.7kg de acordo com o *Fishbase*.

k) *Cichla piquiti* – Tucunaré (Figura 5e)

Popularmente chamado de Tucunaré, pode chegar até 80cm de comprimento quando adulto, pesando em média 4kg. Distribuído amplamente pela América do Sul. Espécie piscívora, se alimentando principalmente de peixes menores.

l) *Pinirampus pirinampu* – Barbado (Figura 5f)

Conhecido no Brasil como Peixe Barbado, esse nome se deu devido à sua característica mais marcante: os barbilhões longos e achatados. Apresenta 120cm de

comprimento corporal, podendo chegar a pesar até 7kg. Sua distribuição ocorre nas Bacias Amazônica, do Prata, Araguaia -Tocantins. A espécie é comum ao longo da beira dos rios, na frente de vilas e cidades, e, por esse motivo, é importante para a pesca de subsistência.

m) *Prochilodus lineatus* – Curimatá (Figura 5g)

Peixe de água doce, popularmente conhecido como Curimatá, habita tanto fundo de lados, quanto as margens dos rios. Pode alcançar 30cm de comprimento corporal e atingir 450g. Peixe detritívoro. *Prochilodus lineatus* é uma espécie migratória, com grande biomassa e considerada relevante economicamente. Apesar de ser amplamente distribuído nas bacias do Brasil, alguns estudos vêm mostrando que a espécie vem sofrendo uma redução na densidade populacional devido à diminuição das áreas de desova, rotas migratórias afetadas pôr barragens e construções de usinas e por pesca intensiva.

Figura 5 - Espécies pescadas em rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016



(a): *Zungaro jahu*



(b): *Salminus brasiliensis*



(c): *Sorubim lima*



(d) *Hemisorubim platyrhynchos*



(e) *Cichla piquiti*



(f) *Pinirampus pirinampu*



(g) *Prochilodus lineatus*

Fonte: Elaborado pela autora, com base em (a) Fishbase, 2021j; (b) Fishbase, 2021h; (c) Fishbase, 2021i; (d) Fishbase, 2021c; (e) Fishbase, 2021b; (f) Fishbase, 2021e; (g) Fishbase, 2021f.

1.3 Obtenção de dados de pesca e das espécies de peixes

Para estimarmos como a perda de biomassa de pescado se traduz em perda de nutrientes orgânicos (C, N e P) contidos nos corpos dos peixes e quantificamos o impacto da pesca em termos de perda de nutrientes potencialmente remineralizados pelos peixes pescados, os dados de pesca, comprimento, coeficientes da relação massa-comprimento, teor de água nos peixes, composição elementar de C, N e P corporal e temperatura da água foram obtidos em relatórios e artigos científicos pertinentes. As massas de pescado por espécie por mês e ano (P_i , onde i é uma das 13 espécies de peixe) foram extraídos dos relatórios anuais do SCPESCA/MS. O comprimento padrão mínimo da espécie no estoque pesqueiro ($C_{p_i-\text{mín}}$), i.e., o comprimento padrão mínimo dos peixes no tamanho comercializável, foram extraídos da Cartilha do Pescador disponibilizada pelo Batalhão da Polícia militar ambiental/MS e estão de acordo com o decreto nº 15.166. Os coeficientes α e β da relação comprimento padrão massa úmida da espécie ($M_{i-\text{mín}}$), $M_{i-\text{mín}} = \alpha \times C_{p_i-\text{mín}}^\beta$, foram obtidas no site fishbase (<https://www.fishbase.se/search.php>). Assumimos um fator de 0,25 para converter massa úmida em massa seca, considerando o teor de água nos peixes de 75% (Andrade & Lima, 1975). As espécies foram classificadas nas guildas tróficas de acordo com as publicações pertinentes (Tabela 2). As composições elementares corporais de C (F_{C_i}), N (F_{N_i}) e P (F_{P_i}) foram estimados utilizando os dados reportados em McIntyre e Flecker (2010). Assumimos que a temperatura da água foi 25°C nos meses abril, maio, junho, setembro e outubro, 26°C em março, 24°C em agosto e 27°C em julho de acordo com informações do Relatório de qualidade de águas superficiais da Bacia do Alto Paraguai.

Tabela 2 - Classificação das treze espécies estudadas quanto a guilda trófica de acordo com seus hábitos alimentares

Guilda/Espécies	Referência
Onívoros: dieta – alga, detritos, invertebrados e peixes	
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Boscolo <i>et al.</i> , 2011
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Rodrigues <i>et al.</i> , 2008
<i>Brycon hilarii</i>	Bertolino <i>et al.</i> , 2021

Guilda/Espécies	Referência
Carnívoros: dieta - invertebrados e peixes	
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	Cornélio <i>et al.</i> , 2014
<i>Pygocentrus piraya</i>	Santos <i>et al.</i> , 2009
<i>Salminus brasiliensis</i>	Borghesi <i>et al.</i> , 2009
<i>Zungaro jahu</i>	Adriano <i>et al.</i> , 2009
<i>Sorubim lima</i>	Pereira e Resende, 1994
<i>Hemisorubim</i>	
Piscívoros: dieta - peixes	
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Pereira e Resende, 1994
<i>Cichla piquiti</i>	Ferraz, 2010
<i>Pinirampus pirinampu</i>	Saldanha, 2017
Detritívoros: dieta - algas/detritos	
<i>Prochilodus lineatus</i>	Makino, 2010

Fonte: A autora, 2021.

1.4 Quantificação da perda de nutrientes orgânicos (C, N e P) contidos nos corpos dos peixes e a perda de nutrientes potencialmente remineralizados pelos peixes pescados

Após a extração dos dados mencionados anteriormente calculamos as perdas de nutrientes orgânicos e a perda de nutrientes que seriam remineralizados pelos peixes recolhidos (*Harvesting* ou pesca). Essas estimativas foram realizadas no nível individual (ind), da população (pop) e da assembleia (assemb) e em uma escala temporal de horas (taxa de remineralização), mês, ano e dos cinco anos (2012 a 2016) de acordo com os cálculos apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Descrição e equação dos parâmetros obtidos e/ou calculados nesse estudo

Parâmetros	Cod	Descrição	Fórmula ou Fonte
Espécie	i_{th}	i de 1 a 13 espécies do estudo	
Temperatura (°C)	T	Temperatura média da água do mês	
Pescado (Kg)	P_i	Total pescado por espécie por mês em peso úmido	SCPESCA/MS
Comprimento padrão mínimo (cm)	$C_{p_i-mín}$	Comprimento padrão mínimo da espécie no pescado	
Massa mínima (g)	$M_{i-mín}$	Massa úmida individual mínima por espécie do pescado	$M_{i-mín} = \alpha \times C_{p_i-mín}^\beta$
Número	N_i	Número de peixes no pescado	$N = P/M_{mín}$
Massa seca (g)	MS_i	Massa seca individual mínima por espécie do pescado	$MS_i = 0,25 \times M_{mín}$
Taxa de excreção de N per capita ($\mu\text{g N ind}^{-1}\text{h}^{-1}$)	Er_{Ni-ind}	Taxa de excreção de N individual por hora. Modelo por guilda: para espécies onívoros → para espécies carnívoros → para espécies piscívoros → para espécies detritívoros →	Vanni & McIntyre (2016) $Er_{Ni-ind} = 10^{[1,4610 + 0,684 \times \log_{10}(MS_i) + 0,0246 \times T \times 0,7804]}$ $Er_{Ni-ind} = 10^{[1,4610 + 0,684 \times \log_{10}(MS_i) + 0,0246 \times T \times 0,7804 - 0,1732]}$ $Er_{Ni-ind} = 10^{[1,4610 + 0,684 \times \log_{10}(MS_i) + 0,0246 \times T \times 0,7804 - 0,0537]}$ $Er_{Ni-ind} = 10^{[1,4610 + 0,684 \times \log_{10}(MS_i) + 0,0246 \times T \times 0,7804 - 0,0389]}$
Taxa de excreção de P per capita ($\mu\text{g P ind}^{-1}\text{h}^{-1}$)	Er_{Pi-ind}	Taxa de excreção de P individual por hora	Vanni & McIntyre (2016)

Parâmetros	Cod	Descrição	Fórmula ou Fonte
		para espécies onívoros →	$Er_{Ni-ind} = 10^{[0,6757 + 0,5656 \times \log_{10} (MSi) + 0,0194 \times T \times 0,7504]}$
		para espécies carnívoros →	$Er_{Ni-ind} = 10^{[0,6757 + 0,5656 \times \log_{10} (MSi) + 0,0194 \times T \times 0,7504 - 0,4525]}$
		para espécies piscívoros →	$Er_{Ni-ind} = 10^{[0,6757 + 0,5656 \times \log_{10} (MSi) + 0,0194 \times T \times 0,7504 - 0,0337]}$
		para espécies detritívoros →	$Er_{Ni-ind} = 10^{[0,6757 + 0,5656 \times \log_{10} (MSi) + 0,0194 \times T \times 0,7504 - 0,0389]}$
Taxa de excreção de N populacional (Kg N pop ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{Ni-pop}	Taxa de excreção de N populacional por mês	$Er_{Ni-pop} = Er_{Ni-ind} \times N_i \times 10^{-9} \times 12 \times 30$
Taxa de excreção de P populacional (Kg P pop ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{Pi-pop}	Taxa de excreção de P populacional por mês	$Er_{Pi-pop} = Er_{Pi-ind} \times N_i \times 10^{-9} \times 12 \times 30$
Taxa de excreção de N por guilda (Kg N guilda ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{N-guilda}	Taxa de excreção de N por guilda por mês	$Er_{N-guilda} = \sum Er_{Ni-pop}$, das i-espécies ∈ a guilda
Taxa de excreção de P por guilda (Kg P guilda ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{P-guilda}	Taxa de excreção de P por guilda por mês	$Er_{P-guilda} = \sum Er_{Pi-pop}$, das i-espécies ∈ a guilda
Taxa de excreção de N da assembleia (Kg N guilda ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{N- assemb}	Taxa de excreção de N da assembleia de peixes por mês	$Er_{N-assemb} = \sum Er_{Ni-pop}$, i=1 a 13 espécies

Parâmetros	Cod	Descrição	Fórmula ou Fonte
Taxa de excreção de P da assembleia (Kg P guilda ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{P- assemb}	Taxa de excreção de P da assembleia de peixes por mês	$Er_{P-assemb} = \sum Er_{P_i-pop}, i=1 \text{ a } 13 \text{ espécies}$
Taxa de excreção de N total (Kg N guilda ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{N-Total}	Taxa de excreção de N total entre 2012 e 2016	$Er_{N-Total} = \sum Er_{N-assem}, \text{ dos anos } 2012 \text{ a } 2016$
Taxa de excreção de P total (Kg P guilda ⁻¹ mês ⁻¹)	Er _{P-Total}	Taxa de excreção de P total entre 2012 e 2016	$Er_{P-Total} = \sum Er_{N-assem}, \text{ dos anos } 2012 \text{ a } 2016$
Fração de C	F _{Ci}	Proporção de C em relação a massa seca por espécie	McIntyre & Flecker (2010)
Fração de N	F _{Ni}	Proporção de N em relação a massa seca por espécie	McIntyre & Flecker (2010)
Fração de P	F _{Pi}	Proporção de P em relação a massa seca por espécie	McIntyre & Flecker (2010)
Recoheita em C _{corporal} populacional no mês (Kg)	H _{Ci- corporal}	C corporal populacional retirado por mês com a pesca	$H_{C_i-corporal} = 0,25 \times P_i \times F_{C_i}$
Recoheita em N _{corporal} populacional no mês (Kg)	H _{Ni- corporal}	N corporal populacional retirado por mês com a pesca	$H_{N_i-corporal} = 0,25 \times P_i \times F_{N_i}$
Recoheita em P _{corporal} populacional no mês (Kg)	H _{Pi- corporal}	P corporal populacional retirado por mês com a pesca	$H_{P_i-corporal} = 0,25 \times P_i \times F_{P_i}$
Recoheita em C _{corporal} da	H _{C-assemb}	C corporal da assembleia de peixes	$H_{C-assemb} = \sum H_{C_i-corporal}, i=1 \text{ a } 13 \text{ espécies}$

Parâmetros	Cod	Descrição	Fórmula ou Fonte
assembleia no mês (Kg)		retirado por mês com a pesca	
Recoheita em N_corporal da assembleia no mês (Kg)	H _{N-assembly}	N corporal da assembleia de peixes retirado por mês com a pesca	$H_{N-assembly} = \sum H_{C_i-corporal}, i=1 \text{ a } 13 \text{ espécies}$
Recoheita em P_corporal da assembleia no mês (Kg)	H _{P-assembly}	P corporal da assembleia de peixes retirado por mês com a pesca	$H_{P-assembly} = \sum H_{C_i-corporal}, i=1 \text{ a } 13 \text{ espécies}$
Recoheita em C_corporal total (Kg)	H _{C-Total}	C corporal total retirado entre 2012 e 2016	$H_{C-Total} = \sum H_{C-assembly}, \text{ dos anos } 2012 \text{ a } 2016$
Recoheita em N_corporal (Kg)	H _{N-Total}	N corporal total retirado entre 2012 e 2016	$H_{N-Total} = \sum H_{N-assembly}, \text{ dos anos } 2012 \text{ a } 2016$
Recoheita em P_corporal (Kg)	H _{P-Total}	P corporal total retirado entre 2012 e 2016	$H_{P-Total} = \sum H_{P-assembly}, \text{ dos anos } 2012 \text{ a } 2016$

Fonte: A autora, 2021.

2 RESULTADOS

2.1 Comprimento padrão e massa de peixes pescados

As espécies com maior comprimento padrão mínimo ($C_{pi-mín}$) foram *Z. Jahu*, *P. corruscans*, *P. reticulatum* e *P. pirinampu*. Essas mesmas quatro espécies, além de *S. brasiliensis*, também apresentaram as maiores massa úmida mínima ($M_{i-mín}$). Os coeficientes β s extraídos do fishbase para as espécies estudadas são bem consistentes e refletem uma esperada relação cúbica da massa com o comprimento (Tabela 4).

Tabela 4 - Comprimento padrão mínimo ($C_{pi-mín}$) e massa úmida mínima ($M_{mín}$) estimadas pela relação massa comprimento, $M = \alpha C_p^\beta$ das espécies de peixe pescadas nos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016. α e β são parâmetros da relação massa-comprimento obtidos no fishbase

Espécie	$C_{pi-mín}$, cm	α	β	$M_{i-mín}$, g
<i>Z. jahu</i>	95	0,005	3,11	7258
<i>P. corruscans</i>	90	0,004	3,26	9395
<i>P. reticulatum</i>	83	0,005	3,11	4769
<i>S. brasiliensis</i>	60	0,010	3,14	3908
<i>P. pirinampu</i>	60	0,005	3,22	2712
<i>P. mesopotamicus</i>	45	0,019	3,00	1686
<i>H. platyrhynchos</i>	40	0,013	3,02	889
<i>P. lineatus</i>	38	0,023	2,93	974
<i>L. macrocephalus</i>	38	0,007	3,35	1392
<i>S. lima</i>	35	0,004	3,20	323
<i>B. hilarii</i>	30***	0,023	3,00	621
<i>C. piquiti</i>	30**	0,023	2,98	590
<i>P. piraya</i>	30	0,023	3,00	619

Fonte: A autora, 2021. **Secretaria do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos do Governo de Goiás. Peixes (2013). ***Disponível em: http://www.sgc.goias.gov.br/upload/arquivos/2015-07/cartilha_sobre_peixes_in_cota_zero.pdf (Acesso: 12/05/2021).

2.2 Biomassa retirada por pesca

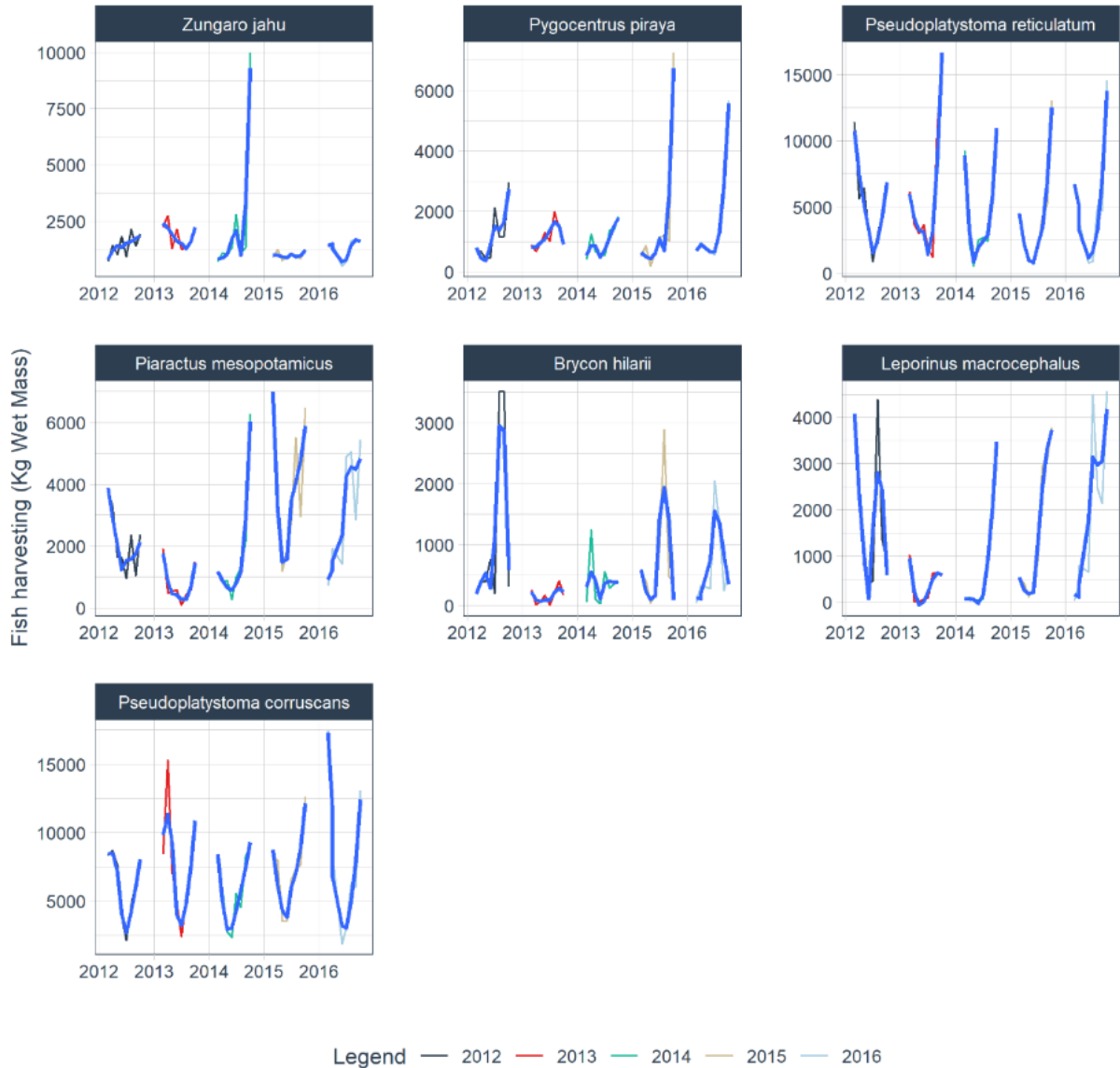
No período de 2012 a 2016, foram retiradas por pesca 817,7t de peixe em peso úmido, que é equivalente a cerca de 204,4t em peso seco de peixe. Entre 2012 e 2014, houve um declínio na biomassa pescada e um aumento nos anos seguintes, 2015 e 2016 (Tabela 5). Das 13 espécies pescadas, sete delas, *P. corruscans*, *P. reticulatum*, *P. mesopotamicus*, *L. macrocephalus*, *B. hilarii*, *P. piraya* e *Z. jahu*, representam em média 94% (DP = 2,4%) do total pescado em cada mês, sendo apenas as duas primeiras responsáveis por aproximadamente 58% (DP = 13,8%) do total pescado em cada mês. Dentro dos anos, a pesca das espécies mais pescadas, *P. corruscans* e *P. reticulatum*, apresentou um padrão em “U”, i.e., com elevadas biomassas pescadas no início (março e abril) e no final (setembro e outubro) da temporada de pesca comparadas aos meses de junho e julho. Enquanto, outras espécies (*L. macrocephalus* e *B. hilarii*, *P. piraya*) apresentaram mais frequentemente um padrão em “J”, i.e., com elevadas biomassas pescadas nos meses finais da temporada (setembro e outubro) de pesca, baixa biomassas em junho e julho, e biomassas intermediárias em março e abril (Figura 6). Esse padrão em “U” das duas espécies predominantes no pescado tem relevância nas estimativas de nutrientes orgânicos removidos e nas estimativas da reciclagem potencial perdida, haja vista, que esses parâmetros estão relacionados com as biomassas pescadas.

Tabela 5 - Biomassa úmida pescada (t) nos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016, considerando todas as treze espécies estudadas

Ano	Biomassa pescada (t)
2012	168,8
2013	150,6
2014	140,7
2015	170,7
2016	186,9

Fonte: A autora, 2021.

Figura 6 - Biomassa retirada (*Harvesting*, Kg de massa úmida) do sistema pela pesca das sete espécies mais pescadas nos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016



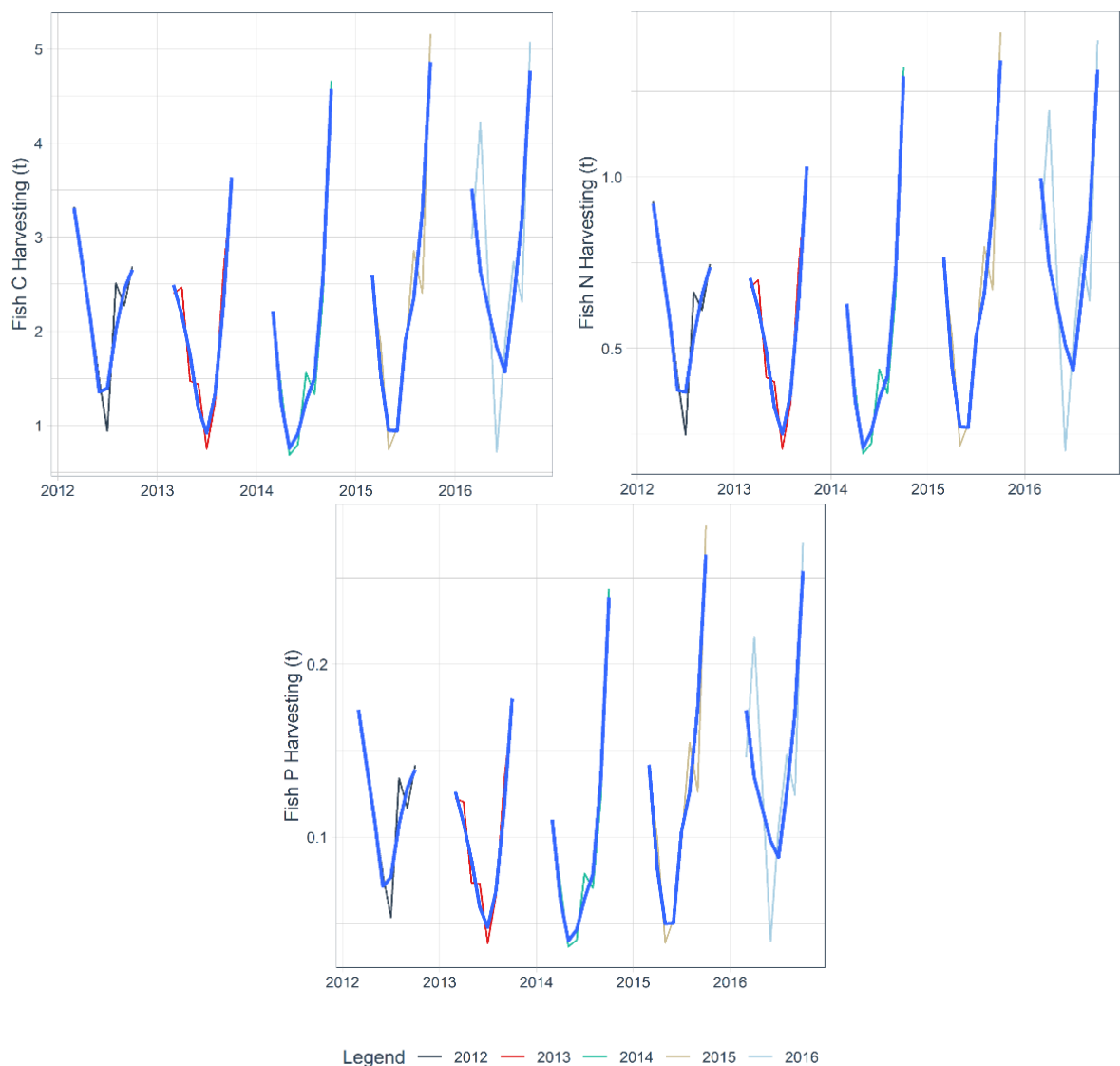
Fonte: A autora, 2021.

2.3 Perdas de C, N e P orgânicos removidos da bacia do Alto Paraguai, diretamente, pela pesca

Através da pesca nos rios da Bacia do Alto Paraguai, houve a remoção direta de 87,2t de C, 24,4t de N e 4,6t de P orgânico com a recolheita da biomassa de peixes somando as perdas em todos os cinco anos, 2012 a 2016, e das 13 espécies pescadas. Conforme mencionado anteriormente, a predominância das espécies *P. corruscans* e *P. reticulatum* no

pescado e o seu padrão de pesca temporal em “U” foram determinantes para o padrão temporal dentro de anos para a perda desse C, N e P corporais (orgânicos) somado as 13 espécies da assembleia de peixe pescados (Figura 7). Dessa forma, os rios da Bacia do Alto Paraguai perdem mais C, N e P orgânicos devido à pesca nos meses iniciais (março e abril) e finais (setembro e outubro) da temporada de pesca do que nos meses de junho e julho.

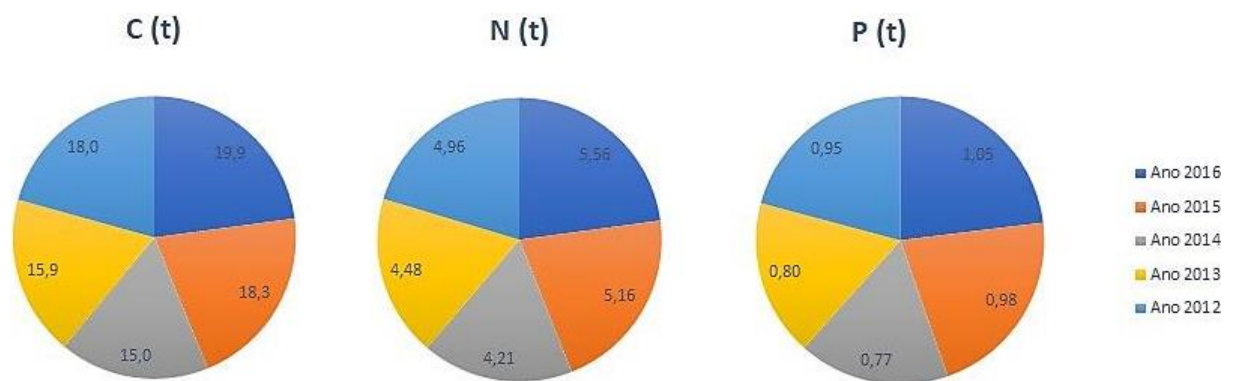
Figura 7 - C, N e P orgânico (t) retirados em cada mês pela pesca dos rios da Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 2012 e 2016



Fonte: A autora, 2021.

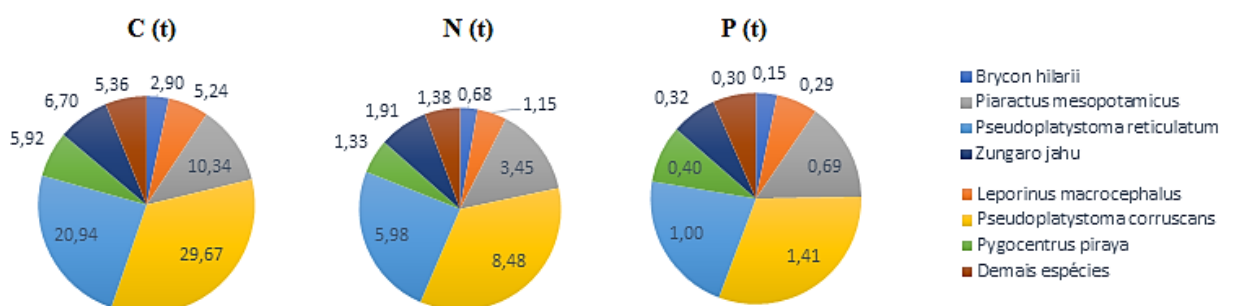
Ainda conforme o esperado devido aos de biomassa pescados, o C, N e P orgânico retirados pela pesca os rios da Bacia do Alto Paraguai das espécies *P. corruscans* e *P. reticulatum* somados os cinco anos (2012 a 2016) correspondem a mais de 50% da perda desses nutrientes orgânicos (Figura 8). Conseqüentemente, a pesca de *P. corruscans* e *P. reticulatum* representa maior perda de C orgânico (29,6t e 20,9t, respectivamente), de N orgânico (8,5t e 6,0t, respectivamente) e de P orgânico (1,4t, 1,0t, respectivamente) do sistema. É interessante destacar que o conjunto das “demais espécies”, composto pelas espécies que não as sete predominantes na pesca, juntas, tiveram a segunda menor quantidade de carbono corporal perdido, ficando atrás apenas de *B. hilarii* (Figura 9).

Figura 8 - C, N e P orgânico (t) por ano retirados nos cinco anos (2012 a 2016) pela pesca de treze espécies dos rios da Bacia do Alto Paraguai



Fonte: A autora, 2021.

Figura 9 - C, N e P orgânico (t) por espécie retirados nos cinco anos (2012 a 2016) pela pesca dos rios da Bacia do Alto Paraguai



Fonte: A autora, 2021.

Entre 2012 e 2014, houve um declínio na perda de C, N e P orgânicos perdidos com a pesca da assembleia composta pelas treze espécies de peixe, mas nos anos seguintes, 2015 e 2016, essas perdas aumentaram. Por ano, entre 15,0 e 19,9t de C, 4,2 a 5,6t de N e 0,8 a 1,1t de P orgânicos foram perdidas dos rios da Bacia do Alto Paraguai, diretamente, pela pesca da assembleia composta pelas treze espécies.

A nível de nutrientes orgânicos corporais, os peixes deixaram de contribuir com cerca de 4702kg/mês de nitrogênio e 180kg/mês de fósforo ao sistema. Quando consideramos as sete espécies mais pescadas, é possível destacar *P. reticulatum* e *P. corruscans* com elevada quantidade na composição corporal de nitrogênio, compartilhando de um padrão ao longo dos meses: altas quantidades de recolheita de N retirados do sistema por pesca no início de março e que diminui gradativamente até meados do mês de julho, aumentando gradativamente até outubro (Figura 10).

Figura 10 - Nitrogênio pescado (kg) por espécie ao longo dos anos



Legenda: Kg de nitrogênio retirado do sistema através do tecido corporal das sete espécies mais pescadas. O traçado azul sinaliza a tendência.

Fonte: A autora, 2021.

A remoção de N contido em *Z. jahu* teve um aumento muito grande em 2014. Já *B. hilarii* apresentou padrão inverso aos demais peixes, aumentando gradativamente a sua excreção e posteriormente reduzindo.

Para o P corporal, os padrões se mantiveram similares e *P. reticulatum* e *P. corruscans* tiveram maior quantidade deste nutriente no corpo (Figura 11).

Figura 11 - Fósforo pescado (kg) por espécie ao longo dos anos



Legenda: Kg de fósforo retirado do sistema através do tecido corporal das sete espécies mais pescadas. O traçado azul sinaliza a tendência.

Fonte: A autora, 2021.

2.4 Perda de nutrientes (N e P inorgânicos) que potencialmente seriam remineralizados pelos peixes pescados

A excreção de N teve alta influência de *P. reticulatum* no ano de 2012, de *P. corruscans* nos anos de 2013, 2014 e 2016, e *P. mesopotamicus* em 2015 (Tabela 6) (Figura 12).

Tabela 6 - Excreção populacional de N a cada ano estudado (kg/mês)

Excreção populacional de N (kg/mês)					
Espécies	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Brycon hilarii</i>	119	17,07	38,24	72,85	61,66
<i>Cichla piquiti</i>	0,12	0,94	0,21	2,39	1,94
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	14,30	6,50	5,01	10,39	9,67
<i>Leporinus macrocephalus</i>	151,61	30,91	68,63	119,41	147,58
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	161,61	58,90	130,88	293,26	217,27
<i>Pinirampus pirinampu</i>	17,99	22,63	10,67	25,38	27,53
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0,18	0,26	1,14	0,81
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	184,69	231,68	170,16	209,74	249,18
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	194,70	215,24	168,35	151,16	191,99
<i>Pygocentrus piraya</i>	81,64	78,58	69,70	111,07	118,29
<i>Salminus brasiliensis</i>	42,57	11,98	16,17	16,42	15,52
<i>Sorubim lima</i>	20,84	8,95	9,85	19,05	15,35
<i>Zungaro jahu</i>	45,06	59,26	76,04	30,88	41,68
Total	1034	742,80	764,18	1063,14	1098,47

Legenda: Total de N excretado pelas populações de peixes ao longo dos anos estudados.

Fonte: A autora, 2021.

Figura 12 - Nitrogênio (kg) excretado por espécie com variação mensal, considerando as sete mais pescadas



Legenda: Total de N excretado pelas espécies de peixes ao longo dos anos estudados. O traçado azul sinaliza a tendência.

Fonte: A autora, 2021.

O destaque na excreção de P está para *P. mesopotamicus* em 2012, 2014 e 2015, 2016 – somando cerca de 45kg/mês de fósforo retirado do sistema ao longo destes quatro anos, apenas por uma espécie. *P. reticulatum* foi a espécie que mais excretaria o nutriente em 2013 (Tabela 7) (Figura 13).

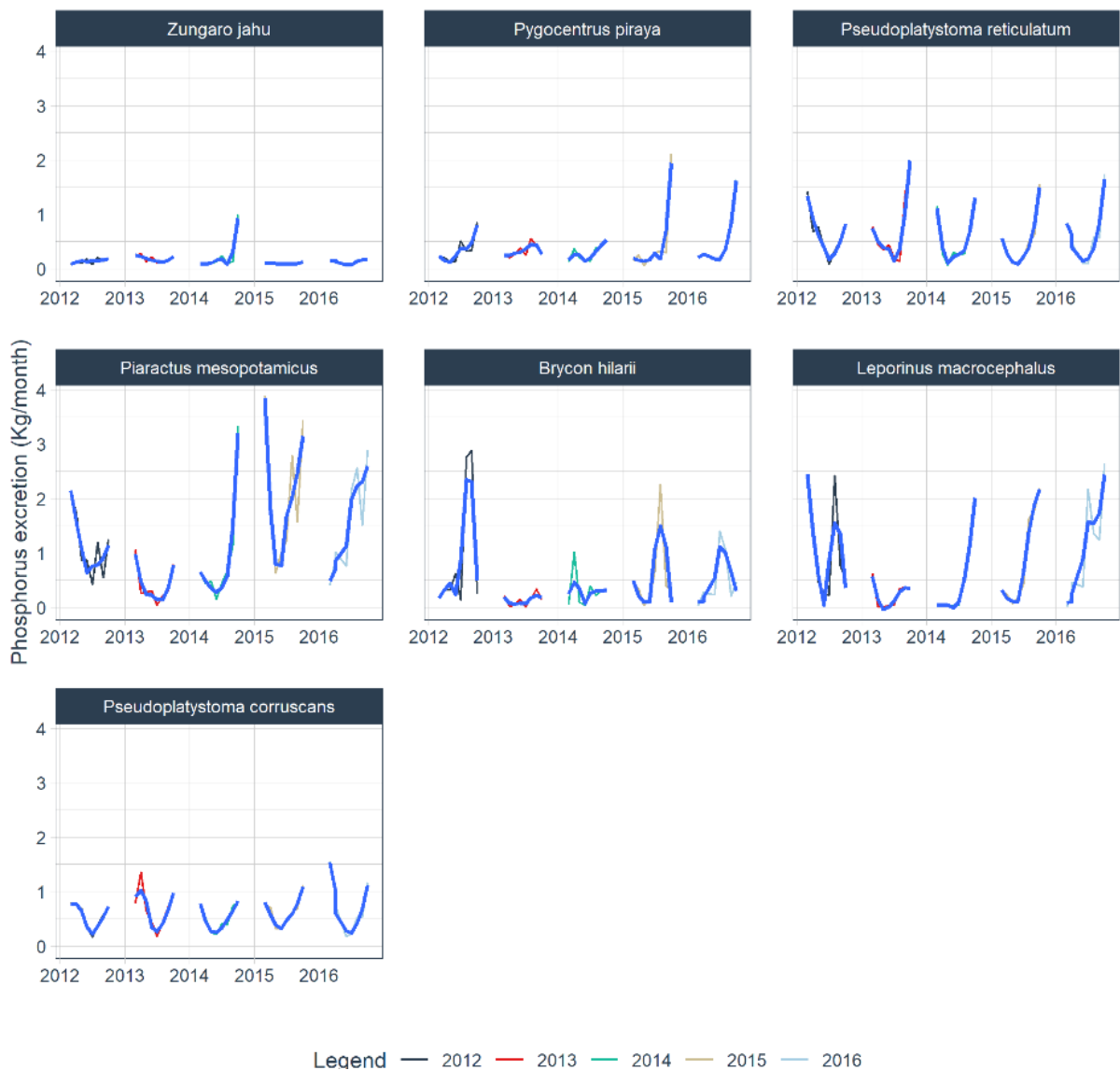
Tabela 7 - Excreção populacional de P a cada ano estudado (kg/mês)

Excreção populacional de N (kg/mês)					
Espécies	2012	2013	2014	2015	2016
<i>Brycon hilarii</i>	7,46	1,07	2,41	4,60	3,93
<i>Cichla piquiti</i>	0,01	0,06	0,01	0,16	0,13
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	0,45	0,16	0,16	0,33	0,30
<i>Leporinus macrocephalus</i>	8,61	1,75	3,90	6,81	8,49
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	8,97	2,20	7,28	16,31	12,18
<i>Pinirampus pirinampu</i>	0,99	1,24	0,59	1,40	1,52
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0,01	0,02	0,08	0,05
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	4,40	5,51	4,06	5,01	5,85
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	5,01	5,55	4,34	3,90	4,95
<i>Pygocentrus piraya</i>	2,70	2,59	2,30	3,66	3,89
<i>Salminus brasiliensis</i>	1,13	0,32	0,43	0,44	0,41
<i>Sorubim lima</i>	0,74	0,32	0,36	0,68	0,55
<i>Zungaro jahu</i>	1,11	1,46	1,88	0,76	1,02
Total	41,58	22,24	27,73	44,13	43,27

Legenda: Total de P excretado pela assembleia de peixes ao longo dos anos estudados.

Fonte: A autora, 2021.

Figura 13 - Fósforo (kg) excretado por espécie com variação mensal, considerando as sete mais pescadas

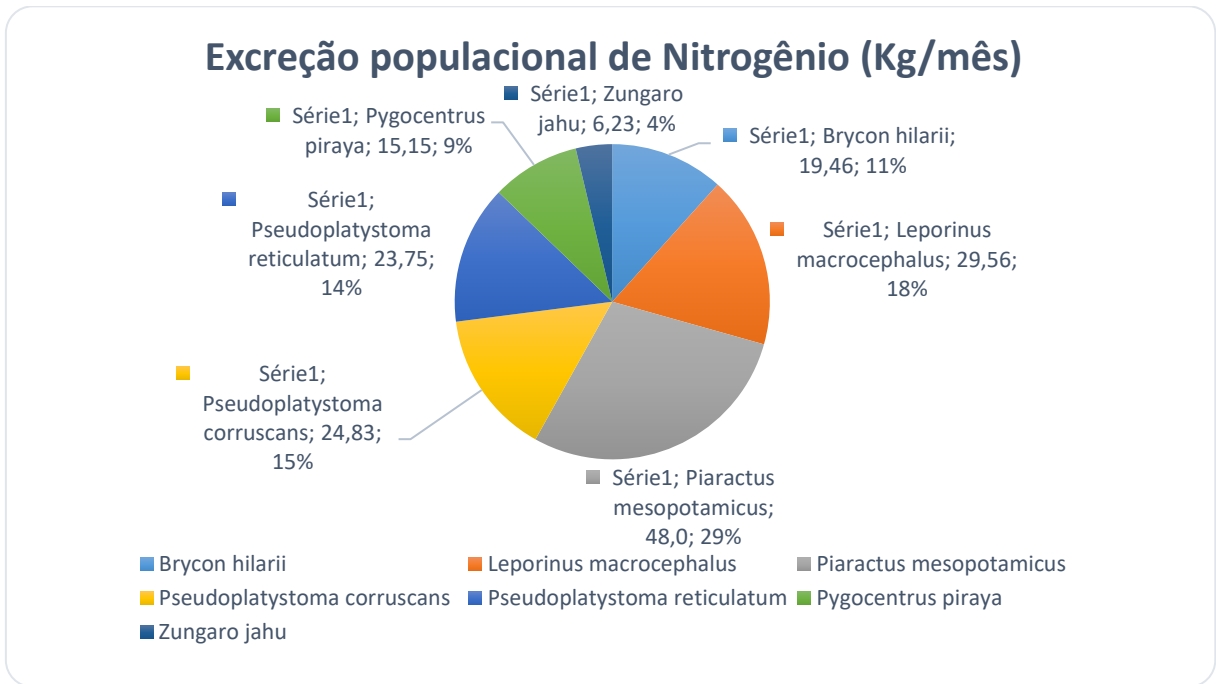


Legenda: Total de P excretado pelas espécies de peixes ao longo dos anos estudados. O traçado azul sinaliza a tendência.

Fonte: A autora, 2021.

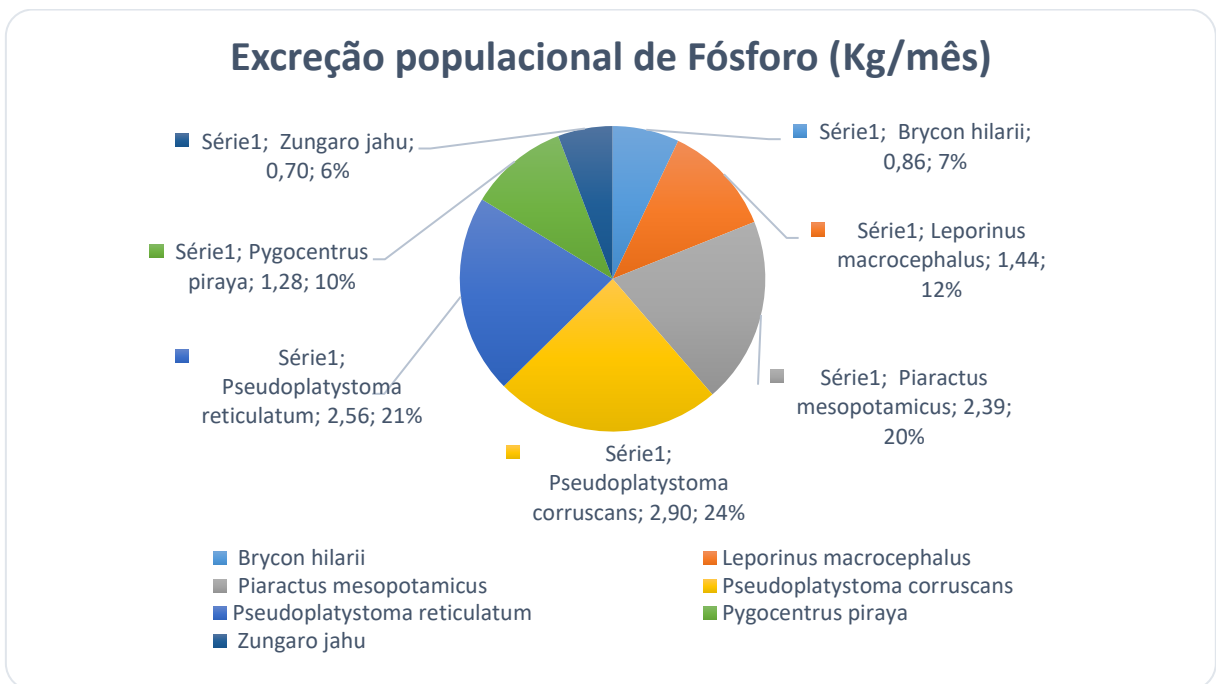
A nível populacional, *P. mesopotamicus* teria excretado 48kg/mês de nitrogênio e *L. macrocephalus* cerca de 30kg/mês para o mesmo nutriente. Em relação ao fósforo, este elemento foi mais excretado por *P. corruscans* com 2,9kg/mês e *P. reticulatum* com 2,56 kg/mês, como mostram os gráficos abaixo (Figuras 14 e 15).

Figura 14 - Excreção populacional de N por toda a assembleia de pescado, ao longo dos cinco anos



Fonte: A autora, 2021.

Figura 15 - Excreção populacional de P por toda a assembleia de pescado, ao longo dos cinco anos



Fonte: A autora, 2021.

2.5 Guildas e excreção de nutrientes

As três espécies com maior razão de excreção N:P molar foram da guilda carnívora (*Pseudoplatystoma corruscans*, *Pseudoplatystoma reticulatum* e *Zungaro jahu*). Enquanto as espécies onívoras (*Piaractus mesopotamicus*, *Brycon hilarii* e *Leporinus macrocephalus*) apresentaram as menores razões de excreção de N:P (Figura 16).

Figura 16 - Excreção N:P entre as sete espécies mais pescadas



Fonte: A autora, 2021.

Os carnívoros, considerando o peso individual das espécies do pescado, apresentaram maior excreção populacional de N (aproximadamente 1860kg/mês, cerca de 40% do total de nitrogênio excretado por todas as guildas) e os onívoros maiores excreções de P (aproximadamente 97kg/mês, cerca de 54% do total pescado) ao longo dos anos analisados. Em relação aos nutrientes corporais, para a guilda dos carnívoros a pesca retirou o correspondente de 10.000kg de nitrogênio e aproximadamente 2.000kg de fósforo em seu tecido (Tabela 8).

Tabela 8 - Excreção de nutrientes inorgânicos e composição corporal de nutrientes orgânicos por guilda

Guilda	Excreção populacional de N (kg/mês)	Excreção populacional de P (kg/mês)	N corporal (kg)	P corporal (kg)
Carnívoros	1856,21	51,93	10151,6	1940,6
Detritívoros	2,40	0,16	5,8	1,8
Onívoros	1688,88	97,01	5279,7	1125,9
Piscívoros	1155,25	30,95	8928,4	1488,6

Legenda: Contribuição de cada guilda na excreção e composição corporal de N e P ao longo dos cinco anos analisados.

Fonte: A autora, 2021.

3 DISCUSSÃO

Neste estudo, reiteramos que os peixes podem atuar como fonte e sumidouro de nutrientes, através da excreção de nutrientes ou dos que são retidos no corpo deles, respectivamente. Através da pesca, além de remoção de biomassa, nutrientes de forma orgânica (no corpo dos peixes) e inorgânica (fornecido pela excreção dos peixes) são também removidos dos rios. Aqui, mostramos a magnitude da perda de nutrientes que a pesca nos rios do Pantanal representa com a retirada de biomassa.

Do total de 817t de biomassa do pescado capturado ao somatório dos 5 anos, houve a perda de cerca de 87t de C corporal, 24t de N corporal e 4,56t de P corporal. A nível de excreção, os peixes deixaram de contribuir com cerca de 4702kg/mês de N e 180kg/mês de P ao sistema. Sete das treze espécies estudadas representaram, juntas, aproximadamente 93% da contribuição na excreção de N e 92% na excreção de P ao ambiente. Indivíduos carnívoros apresentaram maior excreção populacional de N (aproximadamente 1860kg/mês) e os onívoros maiores excreções de P (97kg/mês) nos 5 anos analisados. Em relação aos nutrientes corporais, a guilda dos carnívoros teve números impressionantes, com cerca de 10.000kg de N e aproximadamente 2.000kg de P contidos em seus tecidos que foram removidos com a pesca.

3.1 Efeitos da pesca para o ecossistema aquático

As sete espécies mais pescadas representam aproximadamente 93% da contribuição na excreção de nitrogênio, e 92% na excreção de fósforo. Uma possível extinção ou redução drástica das duas espécies com maior quantidade de nutrientes excretados (*Pseudoplatystoma corruscans* e *Pseudoplatystoma reticulatum*) representaria uma perda de 43% de nitrogênio e 30% de fósforo apenas para a área da Bacia do Alto Paraguai. Por consequência, a regulação da ciclagem e transporte de nutrientes seriam comprometidos, tendo impactos diretos em toda a cadeia trófica relacionada (Wilson & Xenopoulos, 2011).

A perda de peixes pode afetar processos ecossistêmicos essenciais para a dinâmica do ambiente. Um estudo publicado através de literatura de revisão e dados empíricos sobre os peixes do Pantanal brasileiro, realizado por Costa-Pereira e colaboradores (2018), evidenciou que a retirada de peixes de grande porte do ecossistema, através da pesca, tem influência

negativa na dispersão de sementes e consequente expansão de habitats dos organismos vegetais. De acordo com o estudo, na ausência de peixes de grande porte, os mais pescados tornam-se os peixes menores, que acabam destruindo sementes durante a mastigação devido ao sistema digestório reduzido e menor potencial para a dispersão. Em adição, peixes pequenos possuem tempo de vida menor em relação aos grandes, e uma pesca excessiva pode limitar o tamanho da população (Nusslé *et al.*, 2016).

Outro experimento, realizado por Correa e colaboradores (2015), demonstrou que a pesca excessiva de espécies frugívoras pode ocasionar na menor diversidade e qualidade de sementes dispersas, reduzindo a regeneração das plantas e seu crescimento individual. De acordo com os autores, durante a atividade de diminuição na coluna d'água, após os períodos de inundação no Pantanal, as sementes são germinadas pelos peixes que concentram boa parte do seu desenvolvimento em planícies inundáveis.

É relevante observar que no ano de maior biomassa pescada, em 2016 - onde 187 toneladas de peixes foram retiradas do sistema através da pesca, esta biomassa correspondeu a perda de cerca de 20t de carbono, 6t de nitrogênio e 1t de fósforo de forma orgânica, pelo tecido corporal; quando pensamos em nutrientes inorgânicos, no mesmo ano os peixes deixaram de excretar aproximadamente 1098kg/mês de nitrogênio e 43kg/mês de fósforo. Esta perda de nutrientes pode alterar a estrutura e dinâmica de reciclagem da bacia, sob efeitos ainda pouco esclarecidos. Por exemplo, reduzir a quantidade de fósforo em um ambiente aquático, pela pesca, pode levar o sistema a ser limitado por esse elemento e impactar diretamente na relevância dos peixes como recicladores. Ainda que tais nutrientes sejam reintroduzidos de forma antropogênica, através de esgoto, fertilizantes ou outros dejetos enriquecidos, estas ações podem causar ou agravar um cenário de eutrofização.

Já foi visto que intervenções antrópicas, como a construção de represas em bacias hidrográficas costeiras da Inglaterra, impactam a dinâmica de nutrientes de riachos (Twining *et al.*, 2013). Antes da construção deste empreendimento, os peixes anádromos eram responsáveis pela ciclagem de 68% do nutriente e 95% do fósforo anuais para lagos de Connecticut. Após a intervenção humana, estas taxas se alteraram para 5% de nitrogênio e 23% de fósforo anuais como reflexo do bloqueio de migrações e elevada mortalidade nos peixes. O estudo ressalta ainda que os nutrientes de fonte alóctone podem não ter o mesmo efeito a longo prazo na dinâmica de ciclagem, quando comparados aos fertilizantes naturais oriundos dos organismos aquáticos.

Diante disso, espécies migratórias desempenham importante função na remineralização de nutrientes e como fertilizantes naturais. O subsídio de nutrientes

disponibilizado pela locomoção de salmões em desova, por exemplo, foi encontrado inclusive em análises isotópicas de árvores e arbustos ao redor dos riachos estudados, com cerca de 24% do nitrogênio encontrado nas folhas sendo liberado pela migração desses organismos. Por consequência, os fertilizantes naturais providos por salmões tiveram impacto direto na produção ribeirinha e produtividade primária associada aos riachos, afetando também a qualidade do hábitat indiretamente (Helfield & Naiman, 2001).

Neste sentido, algumas das espécies aqui estudadas ainda contribuem com a excreção de nutrientes durante o processo de migração e piracema. Isso porque, ao se locomoverem vertical e horizontalmente, acabam aumentando a disponibilidade de nitrogênio e fósforo para o sistema aquático pela excreção (McIntyre *et al.*, 2008), além de transportarem consigo os nutrientes orgânicos pelo tecido corporal. As espécies *Piaractus mesopotamicus*, *Pseudoplatystoma corruscans* e *Pseudoplatystoma reticulatum* se destacaram na excreção de nitrogênio e fósforo ao longo dos cinco anos estudados, sendo todas migratórias para fins reprodutivos. Um possível cenário de redução nas suas populações, além da perda de biomassa, também pode refletir na perda de uma importante fonte de nutrientes em ambientes com limitação de N ou P, reduzindo também a eficiência de organismos produtores.

A disponibilidade de nutrientes é afetada direta e indiretamente pela pesca, mas o devido impacto da retirada de organismos na região da BAP e potencialmente para o Pantanal, são dados dependentes das informações aqui contidas. Isto porque, através da quantificação da perda de nutrientes pela pesca, é possível entender se existe pesca sustentável no local e estudo. Atualmente, estudos sobre sustentabilidade na pesca visam estimar o crescimento populacional das espécies e não envolvem a perda de processos e funções ecossistêmicas associadas a elas (Tôsto, 2010).

Planos de manejo sustentável envolvem benefícios ambientais, sociais e econômicos e nossos dados ajudam a entender que uma espécie não necessariamente estará sob risco de extinção para que a sua pesca seja mais bem gerenciada, mas a sua redução poderá representar consequências igualmente drásticas por deixarem de contribuir com suas funções ecossistêmicas ao ambiente (McIntyre *et al.*, 2007). Dessa forma, quantificar a perda de carbono, nitrogênio e fósforo associados aos peixes é essencial para que a abordagem ecossistêmica seja cada vez mais incorporada em projetos ambientais que avaliam o impacto específico ao sistema estudado.

Também é interessante considerar a perda de nutrientes em kg para uma estimativa direta em relação aos serviços gerados pelos processos ecossistêmicos. Os ecossistemas provêm benefícios que sustentam a vida humana na terra, sendo classificados pela Avaliação

Ecossistêmica do Milênio como serviços de provisão, regulação, culturais e de suporte. Seu comprometimento tem reflexos econômicos, na saúde e bem-estar humano – por isso, medidas que conciliem ciência, sociedade e tecnologia em prol de um desenvolvimento sustentável são cada vez mais debatidas para a conservação de recursos naturais a longos prazos (Castello, 2007).

Economicamente, no entanto, ainda que sejam possuidores de grande influência na economia mundial (Westman, 1977), os serviços ecossistêmicos são frequentemente negligenciados em decisões políticas – o que compromete, por consequência, a sustentabilidade humana no planeta. Em 1997, Constanza e colaboradores estimaram que o valor anual de contribuição de serviços ecossistêmicos globais alcança aproximadamente 33 trilhões de dólares, sendo a ciclagem de nutrientes responsável por cerca de 17 trilhões de dólares - evidenciando a necessidade e importância de pesquisas complementares acerca de serviços hídricos. O que podemos prever, com a possível escassez futura de serviços ecossistêmicos, é o proporcional aumento na sua valoração (Costanza *et al.*, 1997).

Desta forma, a pesca tem grande importância não apenas considerando a função primária através da provisão de alimentação, mas também de forma secundária por afetar a manutenção de serviços ecossistêmicos como a ciclagem de nutrientes e de forma cultural pela sua natureza recreativa. Os nutrientes provindos dos peixes, direta ou indiretamente, são necessários para que outros serviços existam – como a formação de solos através de resíduos metabólicos e a produtividade primária por algas e perifíton que fornecem matéria orgânica para toda a cadeia trófica (Thomaz, 2002).

3.2 Influência das guildas na ciclagem de nutrientes

A categorização da assembleia do pescado em guildas pode favorecer a gestão de avaliações ambientais, ao considerarmos que organismos que compartilham a mesma guilda devem ser afetados de forma parecida quando sujeitos a um impacto (Severinghaus, 1981). Dessa forma, uma espécie desempenha efeitos sobre as propriedades do ecossistema, como é o caso da ciclagem de nutrientes, de acordo com seu grupo funcional - além de refletir às mudanças que ocorrem no sistema que interferem no seu valor adaptativo (Hooper *et al.*, 2002).

Em nossos resultados, podemos destacar a relevância da guilda dos carnívoros pela sua alta quantidade de N e P corporais (cerca de 41% e 43% dos valores totais do pescado), ou seja, os cinco anos de pesca destes organismos representaram uma perda de aproximadamente 10.000kg/mês de N e 1950kg/mês de P para a Bacia do Alto Paraguai. Esta biomassa de quase 350t não será decomposta e reciclada para os organismos produtores, que podem reduzir a sua produtividade primária por escassez de nutrientes disponíveis. O baixo enriquecimento de nutrientes ao sistema que afeta aos organismos primários promove a redução na captura de CO₂ do meio (Carpenter *et al.*, 2001) e menor quantidade de matéria orgânica disponível aos níveis tróficos superiores, incluindo os predadores, num efeito conhecido como *bottom-up*.

De forma complementar, a biomassa dos peixes tem efeito positivo nas concentrações de clorofila, por meio da excreção de N e P (Carpenter *et al.*, 2001). Quando estes organismos consumidores são retirados ou reduzidos do sistema, ocorre a redução na excreção de nutrientes inorgânicos e menor quantidade de nutrientes orgânicos por biomassa, o que impacta indiretamente a base da cadeia alimentar. Neste tipo de efeito *top-down*, a pesca atua como reguladora dos níveis superiores para uma cascata trófica, onde os peixes de topo, em declínio, contribuem para o aumento na população de herbívoros e conseqüente redução nos organismos produtores (Ribeiro Filho, 2006).

Na extensão da BAP, nossos resultados mostraram que os carnívoros apresentaram alta excreção de N ao longo dos cinco anos (cerca de 1860kg/mês), enquanto os onívoros alta excreção de P no mesmo período (cerca de 97kg/mês). Assim, a identidade do nutriente limitante pode ser alterada de acordo com a abundância de determinada guilda, já que ambas são protagonistas na excreção de elementos distintos para o local – e suas excretas atuam como fertilizantes naturais para os organismos produtores na base da cadeia.

A onivoria desempenha ainda importante função, nas cascatas tróficas, por ocupar diferentes níveis tróficos em decorrência da sua plasticidade alimentar. Isto significa dizer que, na ausência destes organismos pela pesca, além da redução de aproximadamente 54% de P excretados, também pode haver impactos na abundância e distribuição da biodiversidade já que estes organismos apresentam alta conectividade nos fluxos energéticos. Para os carnívoros, os riscos em relação a população são igualmente preocupantes: um desequilíbrio na cadeia alimentar – redução na população dos onívoros, por exemplo - pode colocar seu nível trófico em perigo, já que estes organismos assimilam quantidade bem menor de nutrientes por serem consumidores de topo. Em contrapartida, um impacto na população de carnívoros representaria a perda de cerca de 40% da excreção de nitrogênio, 41% deste elemento corporal e 43% de fósforo corporal.

Diante dos efeitos *top-down* e *bottom-up*, considerando também a demanda do ambiente, podemos inferir qual é o efeito que otimiza a produção do ecossistema. Ou seja, se a limitação de nutrientes pelos produtores atua com maior impacto quando comparado ao efeito dos predadores pela excreção. Nossos dados evidenciam simultaneamente os efeitos dos peixes como fonte e sumidouros de nutrientes, mas a demanda dos produtores exige estudos complementares para que tenhamos um panorama geral de qual efeito é predominante no sistema.

A maior razão N:P observada em carnívoros pode ser um reflexo da elevada concentração de N-acetilglicosamina na composição da quitina, presente em animais invertebrados e comumente predados. Peixes classificados como onívoros otimizam a síntese de glicose através dos aminoácidos, em relação às demais guildas. Contudo, as especificidades de cada organismo refletem em diferentes formas de assimilação de nutrientes, metabolismo e egestão, podendo se sobrepor inclusive à dieta (Schindler & Eby, 1997).

A demanda de cada organismo é limitada pelo nutriente mais escasso no ecossistema (McIntyre & Flecker, 2010), o que reflete na excreção do nutriente ingerido em excesso afim de garantir a homeostase do indivíduo (Sterner & Elser, 2002). Vale ressaltar que as diferenças observadas na excreção são reflexo direto da alimentação, já que dietas de origem animal são mais ricas em nutrientes, especialmente em P, quando comparadas à dieta vegetal (Small *et al.*, 2011), assim, espécies predadoras deveriam apresentar maiores taxas de excreção, seguidas por onívoros e herbívoros ou detritívoros. Vanni e colaboradores (2002) já verificaram em seu estudo que a excreção de amônia (NH_4), um composto nitrogenado, está significativamente associada à estequiometria corporal e não ao tamanho do corpo de peixes e anfíbios.

CONCLUSÕES

O presente estudo buscou compreender como uma atividade antrópica, a pesca, pode afetar as dinâmicas de nutrientes direta ou indiretamente realizado por peixes de diferentes guildas ecológicas. Vimos que a pesca pode ocasionar alteração na dinâmica ecossistêmica associada a nutrientes, através da retirada de biomassa do sistema aquático tanto pela biomassa quanto pela excreção.

A razão N:P excretados e composição corporal foram fortemente influenciadas pela abundância dos peixes, que demonstra elevado impacto ecossistêmico. A guilda carnívora teve alta excreção de N, e a onívora, de P, ao longo dos anos. Em relação aos nutrientes corporais, os carnívoros deixaram de remineralizar cerca de 10.000kg de nitrogênio e aproximadamente 2.000kg de fósforo retidos em seu tecido. Estes grupos, em população reduzida pela pesca, podem causar efeitos do tipo *top-down* na cascata trófica aquática e reduzir a disponibilidade de nutrientes aos organismos produtores. Por consequência, há também o efeito *bottom-up* pela redução na produtividade primária na base da cadeia alimentar.

Estas alterações na dinâmica de nutrientes, em caso de sobrepesca, podem ter impactos drásticos ao ambiente aquático – por isso, uma nova diretriz para a gestão de pesca, que também considere seus efeitos para processos ecossistêmicos em ambientes naturais, se faz necessária para que alcancemos uma pesca sustentável. Como contribuição futura, podemos questionar quanto a remoção de nutrientes orgânicos e inorgânicos representa para a demanda do sistema em questão, para que haja maior precisão dos efeitos causados pela atividade pesqueira. Desta forma, a biomassa pescada é vista também como provedora natural de serviços ecossistêmicos e não apenas como alimento para a população – conciliando um desenvolvimento que preze a conservação dos recursos ambientais.

REFERÊNCIAS

- Albuquerque, S. P., Catella, A. C., Campos, F. L. R., & Santos, D. C. (2013). *Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 19 - 2012*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2015/06/SCPesca2012.pdf>
- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z. E. B., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L., & Winemiller, K. (2005). Overfishing of inland waters. *BioScience*, 55(12), 1041-1051.
- Andrade, M. O. D., & Lima, U. D. A. (1975). Variação estacional da composição centesimal do peixe de água doce, *Pimelodus darias* Bloch (Mandi). *Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*, 32, 575-587.
- Atkinson, C. L., Vaughn, C. C., Forshay, K. J., & Cooper, J. T. (2013). Aggregated filter-feeding consumers alter nutrient limitation: consequences for ecosystem and community dynamics. *Ecology*, 94(6), 1359-1369.
- Behr, E. R. & Hayashi, C. (1997). Alimentação de larvas de *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) em bandejas berçário durante o período crítico. *Anais do Encontro Brasileiro de Ictiologia*, São Paulo, SP, Brasil, 12.
- Benstead, J. P., Cross, W. F., March, J. G., McDowell, W. H., Ramirez, A., & Covich, A. P. (2010). Biotic and abiotic controls on the ecosystem significance of consumer excretion in two contrasting tropical streams. *Freshwater Biology*, 55(10), 2047-2061.
- Britski, H. A., Sato, Y., & Rosa, A. B. S. (1984). *Manual de identificação de peixes da Bacia do São Francisco*. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações-CODEVASF, Divisão de Piscicultura e Pesca.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85, 1771–1789.
- Capps, K. A., & Flecker, A. S. (2013). Invasive fishes generate biogeochemical hotspots in a nutrient-limited system. *PLoS One*, 8(1), e54093.

- Carpenter, S. R., Cole, J. J., Hodgson, J. R., Kitchell, J. F., Pace, M. L., Bade, D., ... & Schindler, D. E. (2001). Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs*, 71(2), 163-186.
- Castagnolli, N. (1992). *Criação de peixes de água doce*. São Paulo: Funep.
- Castello, J. P. (2007). Gestão sustentável dos recursos pesqueiros, isto é realmente possível. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(1), 47-52.
- Catella, A. C. (2001). *A pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: descrição, nível de exploração e manejo (1994-1999)*. Tese de doutorado, Universidade do Amazonas, Manaus, AM, Brasil.
- Catella, A. C. (2004). *Reflexões sobre a pesca esportiva no Pantanal Sul: crise e perspectivas*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/812672/1/ADM046.pdf>
- Catella, A. C., & Albuquerque, S. P. (2007). *Sistema de controle da pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS - 10 - 2003*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/810378/1/BP75.pdf>
- Catella, A. C., Albuquerque, S. P., Campos, F. L. R., & Santos, D. C. (2014). *Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 20 - 2013*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <http://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2015/06/SCPesca2013.pdf>
- Catella, A. C., Campos, F. L. R., & Albuquerque, S. P. (2015). *Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 21 - 2014*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2015/06/SCPesca2014-2.pdf>
- Catella, A. C., Campos, F. L. R., & Albuquerque, S. P. (2016). *Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 22 - 2015*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <http://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2018/10/SCPESCA-2015.pdf>

- Catella, A. C., Campos, F. L. R., & Albuquerque, S. P. (2017). *Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS 23 - 2016*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/173000/1/Boletim-SCPESCA-2016-final.pdf>
- Catella, A. C., Campos, F. L. R., & Albuquerque, S. P. (2020). *Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS - 25 - 2018*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/220339/1/BP144-SCPESCA2020.pdf>
- Correa, S. B., Araujo, J. K., Penha, J. M., da Cunha, C. N., Stevenson, P. R., & Anderson, J. T. (2015). Overfishing disrupts an ancient mutualism between frugivorous fishes and plants in Neotropical wetlands. *Biological Conservation*, *191*, 159-167.
- Costa-Pereira, R., Lucas, C., Crossa, M., Anderson, J. T., Albuquerque, B. W., Dary, E. P., ... & Correa, S. B. (2018). Defaunation shadow on mutualistic interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(12), E2673-E2675.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*(6630), 253-260.
- Da Silva, J. D. S. V., de Moura Abdon, M., da Silva, M. P., & Romero, H. R. (1998). Levantamento do desmatamento no Pantanal brasileiro até 1990/91. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, *33*(13), 1739-1745.
- Evans-White, M. A., & Lamberti, G. A. (2005). Grazer species effects on epilithon nutrient composition. *Freshwater Biology*, *50*, 1853-1863.
- Fishbase. (2017). *Pseudoplatystoma reticulatum*. Recuperado de <https://www.fishbase.se/FieldGuide/FieldGuideSummary.php?GenusName=Pseudoplatystoma&SpeciesName=reticulatum&sps=&print=>
- Fishbase. (2021a). *Brycon hilarii*. Recuperado de <https://www.fishbase.se/summary/Brycon-hilarii>

- Fishbase. (2021b). *Cichla piquiti*. Recuperado de <https://www.fishbase.se/summary/cichla-piquiti.html>
- Fishbase. (2021c). *Hemisorubim platyrhynchos*. Recuperado de <https://www.fishbase.se/summary/Hemisorubim-platyrhynchos>
- Fishbase. (2021d). *Megaleporinus macrocephalus*. Recuperado de <https://fishbase.net.br/summary/Leporinus-macrocephalus.html>
- Fishbase. (2021e). *Pinirampus pirinampu*. Recuperado de https://www.fishbase.se/Summary/SpeciesSummary.php?id=8688&lang=portuguese_po
- Fishbase. (2021f). *Prochilodus lineatus*. Recuperado de <https://fishbase.mnhn.fr/Summary/SpeciesSummary.php?id=13056&lang=portuguese>
- Fishbase. (2021g). *Pygocentrus piraya*. Recuperado de <https://www.fishbase.se/summary/8696>
- Fishbase. (2021h). *Salminus brasiliensis*. Recuperado de <https://fishbase.mnhn.fr/summary/speciessummary.php?ID=56329&AT=Dourado>
- Fishbase. (2021i). *Sorubim lima*. Recuperado de <https://www.fishbase.se/summary/Sorubim-lima.html>
- Fishbase. (2021j). *Zungaro jahu*. Recuperado de <https://fishbase.mnhn.fr/summary/63393>
- Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., & Charnov, E. L. (2001). Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*, 293(5538), 2248-2251.
- Harris, M. B., Tomas, W., Mourao, G., Da Silva, C. J., Guimaraes, E., Sonoda, F., & Fachim, E. (2005). Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology*, 19(3), 714-720.
- Helfield, J. M., & Naiman, R. J. (2001). Effects of salmon-derived nitrogen on riparian forest growth and implications for stream productivity. *Ecology*, 82(9), 2403-2409.
- Hildsorf, A. R., Resende, E. K., & Marques, D. K. S. (2006). *Genética e conservação de estoques pesqueiros de águas continentais no Brasil: situação atual e perspectivas*. Corumbá: Embrapa Pantanal. Recuperado de <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/783991/1/DOC82.pdf>

- Hooper, L. V., Midtvedt, T., & Gordon, J. I. (2002). How host-microbial interactions shape the nutrient environment of the mammalian intestine. *Annual Review of Nutrition*, 22, 283-307.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2004). Indicadores de desenvolvimento sustentável: dimensão ambiental – biodiversidade. Rio de Janeiro: IBGE.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade. Coordenação Geral de Estratégias para Conservação. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília: ICMBio, 2018.
- Kosten, S., Huizar, V. L. M., Mazzeo, N., Scheffer, M., & Jeppesen, E. (2009). Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrients limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*, 19, 1791-1804.
- Lundstedt, L. M., Melo, J. F. B., & Moraes, G. (2004). Digestive enzymes and metabolic profile of *Pseudoplatystoma corruscans* (Teleostei: Siluriformes) in response to diet composition. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 137(3), 331-339.
- McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, 347(6219).
- McIntyre, P. B., & Flecker, A. S. (2010). Ecological stoichiometry as an integrative framework in stream fish ecology. *American Fisheries Society Symposium*, 73, 539-558.
- McIntyre, P. B., Flecker, A. S., Vanni, M. J., Hood, J. M., Taylor, B. W., & Thomas, S. A. (2008). Fish distributions and nutrient cycling in streams: can fish create biogeochemical hotspots? *Ecology*, 89(8), 2335-2346.
- McIntyre, P. B., Jones, L. E., Flecker, A. S., & Vanni, M. J. (2007). Fish extinctions alter nutrient recycling in tropical freshwaters. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(11), 4461-4466.
- Nusslé, S., Hendry, A. P., & Carlson, S. M. (2016). When should harvest evolution matter to population dynamics. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(7), 500-502.

- Reid, S. B. (1983). La biología de los bagres rayados *Pseudoplatystoma fasciatum* y *tigrinum* en la cuenca del Rio Apure, Venezuela. *Revista Unellez de Ciencia y Tecnologia*, 1(1), 13-14.
- Ribeiro Filho, R. A. (2006). *Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.
- Roubach, R., Correia, E. S., Zaiden, S. E. R. G. I. O., Martino, R. C., & Cavalli, R. O. (2003). Aquaculture in Brazil. *World Aquaculture-Baton Rouge*, 34(1), 28-35.
- Schindler, D. E., & Eby, L. A. (1997). Stoichiometry of fishes and their prey: implications for nutrient recycling. *Ecology*, 78(6), 1816-1831.
- Severinghaus, W. D. (1981). Guild theory development as a mechanism for assessing environmental impact. *Environmental Management*, 5(3), 187-190.
- Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira. (2021a). *Piaractus mesopotamicus*. Recuperado de https://ala-bie.sibbr.gov.br/ala-bie/species/198316?lang=pt_BR#overview
- Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira. (2021b). *Pseudoplatystoma corruscans*. Recuperado de <https://ala-bie.sibbr.gov.br/ala-bie/species/143106#overview>
- Small, G. E., Pringle, C. M., Pyron, M., & Duff, J. H. (2011). Role of the fish *Astyanax aeneus* (Characidae) as a keystone nutrient recycler in low-nutrient Neotropical streams. *Ecology*, 92(2), 386-397.
- Sterba, G. (1973). *Freshwater fisher of the world*. Iloilo City: USA Publications Inc.
- Sterner, R. W., & Elser, J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton: Princeton University Press.
- Thomaz, S. M. (2002). Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, 20, 21-33.
- Toledo, L. R. (1991). Novo hóspede dos açudes. *Globo Rural*, 54-61.

- Tôsto, S. G. (2010). *Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Twining, C. W., West, D. C., & Post, D. M. (2013). Historical changes in nutrient inputs from humans and anadromous fishes in New England's coastal watersheds. *Limnology and Oceanography*, 58(4), 1286-1300.
- Vanni, M. J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 341-370.
- Vanni, M. J., & McIntyre, P. B. (2016). Predicting nutrient excretion of aquatic animals with metabolic ecology and ecological stoichiometry: a global synthesis. *Ecology*, 97(12), 3460-3471.
- Vanni, M. J., Boros, G., & McIntyre, P. B. (2013). When are fish sources vs. sinks of nutrients in lake ecosystems. *Ecology*, 94(10), 2195-2206.
- Vanni, M. J., Flecker, A. S., Hood, J. M., & Headworth, J. L. (2002). Stoichiometry of nutrient recycling by vertebrates in a tropical stream: linking species identity and ecosystem processes. *Ecology Letters*, 5(2), 285-293.
- Westman, W. E. (1977). How much are nature's services worth?. *Science*, 197(4307), 960-964.
- Wilson, H. F., & Xenopoulos, M. A. (2011). Nutrient recycling by fish in streams along a gradient of agricultural land use. *Global Change Biology*, 17(1), 130-139.
- Winemiller, K. O., Agostinho, A. A., & Caramaschi, É. P. (2008). Fish ecology in tropical streams. In D. Dudgeon (Ed.). *Tropical stream ecology* (pp. 107-146). Waltham: Academic Press.
- Zandonà, E., Oliveira-Cunha, P., & Moreira-Ferreira, B. (2021). O papel dos peixes na reciclagem de nutrientes em riachos tropicais. *Oecologia Australis*, 25(2), 463.