

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Séries temporais de abundância e biomassa da ictiofauna como preditores de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce

Marcela Santos Rodrigues
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

MARCELA SANTOS RODRIGUES

Séries temporais de abundância e biomassa da ictiofauna como preditores de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Amanda Ferreira e Cunha

Coorientador: Jorge A. Dergam dos Santos

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

R696s
2024
Rodrigues, Marcela Santos, 1996-
Séries temporais de abundância e biomassa da ictiofauna
como preditores de sintomas de colapso ecossistêmico no Baixo
Rio Doce / Marcela Santos Rodrigues. – Viçosa, MG, 2024.
1 dissertação eletrônica (85 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Amanda Ferreira e Cunha.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Biologia Animal, 2024.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.011>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Biodiversidade - Doce, Rio, Vale (MG e ES).
2. Biomassa - Doce, Rio, Vale (MG e ES). 3. Espécies pioneiras.
4. Análise de séries temporais. I. Cunha, Amanda Ferreira e,
1987-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em Biologia
Animal. III. Título.

CDD 22. ed. 578.76

MARCELA SANTOS RODRIGUES

Séries temporais de abundância e biomassa da ictiofauna como preditores de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 12 de julho de 2024.

Assentimento:

Marcela Santos Rodrigues
Autora

Amanda Ferreira e Cunha
Orientadora

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 18/02/2025 às 13:09:18 e pela orientadora em 18/02/2025 às 13:43:31. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **DCF7.KPL3.314S** e clique no botão 'Validar documento'.

Dedico esta vitória àqueles que sempre estiveram e estarão ao meu lado, aos meus amados pais, Margareth Maria dos Santos e Paulo José Rodrigues Silva.

AGRADECIMENTOS

Aqui venho agradecer a todos que me ajudaram a passar pelo meu processo de mestrado, a todos que foram pilares de apoio nesse caminho e a todos que contribuíram imensamente para o meu aprendizado.

Primeiramente, agradeço ao meu maior alicerce e melhores amigos: ao meu pai, Paulo, e à minha mãe, Margareth, por todo apoio, por cada colo, carinho, risadas, amor e até pelos puxões de orelha, que são a base do que sou e sempre serei. Agradeço aos demais integrantes das minhas famílias, Santos e Rodrigues, com alguns agradecimentos especiais: ao meu irmão, Marcio, aos meus tios, André e Christina, e às minhas primas, Anna Carolina e Anna Cláudia, por serem apoio e amor incondicional, independente de tempo ou de distância.

Gostaria de agradecer também aos que tornaram esse trajeto ao mais leve: ao Marinho, por tanto durante esse tempo, que foi ombro e muitas vezes me levantou. À Ju, pelo companheirismo no dia a dia ao longo desses anos, pelas histórias e pelas risadas. Às minhas queridas amigas de Ouro Branco, que apesar da distância imposta pela própria vida, estão sempre presentes. Um agradecimento especial à Júlia, à Larissa e à Luisa, que estão comigo desde crianças e me acompanharam em muitas de minhas conquistas. Além disso, outro especial às que me acompanharam na labuta da vida acadêmica, Joyce e Rafaela, por todas as trocas, acadêmicas ou não.

Gostaria, por fim, de agradecer àqueles que foram fundamentais nessa jornada acadêmica: Ao Departamento de Biologia Animal e ao Laboratório de Sistemática Molecular (Beagle); ao Jorge, ao Cidimar e à Priscilla, por todo auxílio e ensinamentos essenciais para embasar meu futuro profissional; À Luiza e à Thais, pelas trocas, também acadêmicas ou não, mas que sempre foram acompanhadas de risadas; À Amanda, pela orientação final, que foi primordial para que eu pudesse seguir e terminar esse ciclo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

"A coisa não está nem na partida nem na chegada, está é na travessia."
(João Guimarães Rosa)

RESUMO

RODRIGUES, Marcela Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2024. **Séries temporais de abundância e biomassa da ictiofauna como preditores de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce.** Orientadora: Amanda Ferreira e Cunha. Coorientador: Jorge Abdala Dergam dos Santos.

A bacia do Rio Doce, localizada no sudeste brasileiro, apresenta uma biodiversidade exuberante, porém sofre desde o seu processo de ocupação, com pressões antrópicas oriundas das diversas atividades econômicas estabelecidas na região. Este estudo discute o estado de conservação do Baixo Rio Doce, com base na avaliação da dinâmica das comunidades de ictiofauna da calha do Baixo Rio Doce e de três lagos da região, com a finalidade de avaliar se as características encontradas nos ambientes monitorados são compatíveis com o que é esperado em um ecossistema em estado de colapso. Para isso, foram obtidas tendências temporais de dois indicadores de conservação, abundância e biomassa, de espécies de peixe nativas e não nativas, coletadas nos quatro ambientes do Baixo Rio Doce (calha principal e três lagos) durante quatro anos. Na Calha do Baixo Rio Doce, foi observado aumento de abundância, cujas espécies nativas foram as principais responsáveis. Porém, o aumento de biomassa observado no ambiente foi ocasionado pelo aumento do indicador no grupo de espécies não nativas, enquanto espécies nativas apresentaram declínio. No Lago do Limão, foi observado declínio de abundância, causado majoritariamente por espécies nativas. Concomitantemente, foi observado declínio de biomassa neste ambiente, refletindo, desta vez, o declínio de biomassa de espécies nativas e não nativas. No Lago do Óleo, foi observado declínio de abundância em ambos grupos de espécies. Em relação à biomassa, foi observada tendência de aumento, exceto no ano de 2020, refletindo, majoritariamente, o aumento observado no grupo de não nativas. Neste ambiente, espécies nativas apresentaram declínio de biomassa até a segunda metade de 2021. No Lago das Palmas, foi observado declínio de abundância até meados de 2021, seguido de aumento constante do indicador, e aumento de biomassa. O grupo de não nativas foi dominante neste ambiente e foram as responsáveis pelas tendências encontradas para a comunidade. Os resultados mostraram que houve perda de integridade íctica nativa em todos os ambientes monitorados, o que nos permitiu sugerir que todos apresentaram sintomas de colapso ecossistêmico.

Palavras-chave: abundância; análise de série temporal; bacia do rio doce; biomassa; não nativa; nativa

ABSTRACT

RODRIGUES, Marcela Santos, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2024. **Time series of ichthyofauna abundance and biomass as predictors of ecosystem collapse in the Lower Doce River.** Adviser: Amanda Ferreira e Cunha. Co-adviser: Jorge Abdala Dergam dos Santos.

The Doce River basin, in southeastern Brazil, has an exuberant biodiversity, but has suffered since its occupation process, with anthropogenic pressures originated from the multiple economic activities established in the region. Here we discuss the conservation status of Lower Doce River, based on the assessment of the dynamics of ichthyofauna communities in the main channel in Lower Doce River and in three lakes located in the region, with the purpose of evaluating whether the characteristics found in the monitored environments are compatible with what is expected in an ecosystem in a state of collapse. To accomplish that, temporal trends were obtained for two conservation indicators, abundance and biomass, of native and non-native fish species, collected in the four environments of the Lower Doce River (main channel and three lakes) during four years. In the main channel of Lower Doce River, an increase in abundance was observed, in which native species were mainly responsible. However, the increase in biomass observed in the environment was caused by the increase found for the non-native group of species, while native species showed a decline in the same indicator. In Limão Lake, there was a decline in abundance, caused mainly by native species. Concomitantly, a decline in biomass was observed in this environment, reflecting the decline observed in both group of species. In Óleo Lake, a decline in abundance was observed in both groups of species. In relation to biomass, an increasing trend was observed, except in 2020, mainly reflecting the increase observed in the non-native group. In this environment, native species reported a decline in biomass until the second half of 2021, when it started to increase. In Palmas Lake, a decline in abundance was observed until mid-2021, followed by a constant increase in the indicator, and was also observed an increase in biomass. The non-native group was dominant in this environment and were responsible for both trends towards the community. The results demonstrated that there was a loss of integrity in the native species group in all monitored environments, which allowed us to suggest that all of them presented symptoms of ecosystem collapse.

Keywords: abundance; biomass; doce river basin; native; non-native; time series analysis.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1.** Malha amostral do monitoramento realizado entre outubro de 2018 e maio de 2022. Os pontos em verde são referentes aos pontos de coleta realizados na calha do rio Doce, enquanto os pontos em vermelho são referentes aos pontos de coleta em lagos adjacentes à calha.....30
- FIGURA 2.** Relação de número de espécies por ordens coletadas no Baixo Rio Doce, entre o período de outubro de 2018 a maio de 2022.....41
- FIGURA 3.** Tendências preditivas de abundância da ictiofauna da calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....42
- FIGURA 4.** Tendências preditivas de biomassa da ictiofauna da calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....44
- FIGURA 5.** Tendências preditivas de abundância de espécies nativas e não nativas, coletadas na calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....46
- FIGURA 6.** Tendências preditivas de biomassa de espécies nativas e não nativas, coletadas na calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....47
- FIGURA 7.** Tendências preditivas de abundância do Lago do Limão, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....49

FIGURA 8. Tendências preditivas de biomassa do Lago do Limão, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....50

FIGURA 9. Tendências preditivas de abundância de espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Limão, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....52

FIGURA 10. Tendências preditivas de biomassa de espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Limão, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....53

FIGURA 11. Tendências preditivas de abundância do Lago do Óleo, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....54

FIGURA 12. Tendências preditivas de biomassa do Lago do Óleo, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....55

FIGURA 13. Tendências preditivas de abundância das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Óleo, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....57

FIGURA 14. Tendências preditivas de biomassa das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Óleo, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....58

FIGURA 15. Tendências preditivas de abundância do Lago das Palmas, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....59

FIGURA 16. Tendências de biomassa do Lago das Palmas, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....60

FIGURA 17. Tendências preditivas de abundância das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago das Palmas, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....62

FIGURA 18. Tendências preditivas de biomassa das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago das Palmas, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.....63

LISTA DE TABELA

TABELA 1. Pontos utilizados para o monitoramento da ictiofauna realizado no Baixo Rio Doce, entre outubro de 2018 e maio de 2022. Os pontos P01B, 02B e P8, marcados com o símbolo (*), começaram a ser monitorados a partir de outubro de 2019.....29

TABELA 2. Lista de espécies coletadas no Baixo Rio Doce, durante o monitoramento realizado no período entre outubro de 2018 e maio de 2022, nos quatro ambientes: Calha (CA), Lago do Limão (LL), Lago do Óleo (LO) e Lago das Palmas (LP). O símbolo (*) indica espécies não nativas.....33

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
REFERÊNCIAS	17
Séries temporais de abundância e biomassa como preditores de sintomas de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce	25
Introdução	25
Materiais e Métodos	28
Área de Estudo	28
Amostragem	30
Análise de Dados	31
Resultados	33
Relação de Ordens, Famílias e Espécies	33
Análises de séries temporais	42
Calha do Baixo Rio Doce	42
Lago do Limão	48
Lago do Óleo	53
Lago das Palmas	58
Discussão	64
Análises de séries temporais	66
Calha do Baixo Rio Doce	66
Lago do Limão	68
Lago do Óleo	69
Lago das Palmas	70
Para além das tendências gerais	72
Conclusão	73
Referências	74

INTRODUÇÃO

Desde o seu surgimento, indivíduos do gênero *Homo* alteraram o meio em que estiveram presentes, seja por meio da caça, do fogo ou do transporte de outras espécies, consequentemente afetando a biodiversidade. Evidências sugerem que perdas taxonômicas que ocorreram desde o Pleistoceno estão interligadas com a emergência do *Homo erectus* e *Homo sapiens* (DÍAZ; MALHI, 2022; DIRZO; RAVEN, 2003; TODD, 2006). Atualmente, é amplamente reconhecido que atividades antrópicas são a principal ameaça aos ecossistemas e que são a causa de importantes perdas taxonômicas de forma muito mais acelerada e ao redor do mundo (DÍAZ; MALHI, 2022; DUDGEON et al., 2006; FLITCROFT et al., 2019; FRAGOSO-MOURA et al., 2016; NEWBOLD et al., 2015; PEREIRA et al., 2010; SALA et al., 2000; SOSA-LÓPEZ et al., 2005; STENDERA et al., 2012; VISCONTI et al., 2016; ZORZAL-ALMEIDA; FERNANDES, 2021).

Dentre as principais ações humanas que ameaçam diretamente o meio ambiente estão o desmatamento e uso inadequado do solo, a alteração, destruição e fragmentação de habitat, a superexploração, os diversos tipos de poluição e a introdução de espécies exóticas (GOULART, 2003; NEWBOLD et al., 2015; TYAGI; GARG; PAUDEL, 2014). Dentre os principais impulsionadores indiretos estão o crescimento populacional exacerbado, a urbanização acelerada e descontrolada, os padrões de produção e consumo de recursos alimentares e tecnológicos, o aumento na demanda energética para a população, a distribuição desigual de riquezas e a emissão de gases de efeito estufa (DÍAZ & MALHI, 2022; PEREIRA et al., 2010; PEREIRA et al., 2012; TYAGI et al., 2014). Os impulsionadores indiretos de declínio de biodiversidade modulam o nível e a intensidade dos impulsionadores diretos, ou seja, se não houverem, também, medidas de mitigação dos impactos indiretos, não haverá melhorias no atual cenário de crise de biodiversidade (DÍAZ & MALHI, 2022).

Devido à magnitude da perda de biodiversidade testemunhada pelo mundo nos últimos tempos, houve um aumento substancial de estudos que debatem a definição de colapso ecossistêmico (BLAND et al., 2017, 2018; CRESPI; SIMONETTI, 2015; KEITH et al., 2013; NEWTON et al., 2021; SATO; LINDENMAYER, 2018). Nesse sentido, Bland et al. (2018) propuseram uma definição abrangente, citando-o como: “uma transição além de um limite de um ou mais indicadores que definem a identidade e a variabilidade natural de um ecossistema. Colapso envolve a transformação da identidade, perda de características definidoras e/ou substituição por um novo ecossistema. Ocorre quando todas as ocorrências do ecossistema (ou seja, manchas) perdem características bióticas ou abióticas definidoras, e a biota nativa não é mais sustentada”.

A bacia do Rio Doce está inserida no bioma de Mata Atlântica, considerado um hotspot mundial de biodiversidade (MYERS et al., 2000) e possui uma diversidade exuberante dentro do grupo de ictiofauna (FERNANDES et al., 2016; VIEIRA, 2010), imprescindível para a manutenção dos serviços ecossistêmicos existentes na bacia. O histórico de pressões antrópicas que assolam a região ameaça direta e indiretamente a biodiversidade e a diversidade funcional da bacia (DE SOUZA et al., 2021; FRAGOSO-MOURA et al., 2016). Sua economia é marcada há séculos pela mineração (HORA et al., 2012a; HORA et al., 2012b) e dados de 2015 revelam que existem pelo menos 366 áreas de concessão de lavra localizadas na bacia do Rio Doce (ANA, 2015). Uma das principais marcas foi trazida pelo desastre ocasionado pela ruptura da barragem de Fundão, em Mariana – Minas Gerais, Brasil, que pertencia à empresa Samarco S/A, controlada pela Vale S/A e pela BPH Billiton. No dia 5 de novembro de 2015 houve o colapso da barragem, que resultou no derramamento de mais de 60 milhões de m³ de rejeitos provenientes de atividades de beneficiamento de minério de ferro, diretamente no meio ambiente (ANA, 2015; DUTRA, 2018; ESPINDOLA et al., 2019; SEMAD & IGAM, 2017). Este episódio ficou conhecido como

um dos maiores desastres ambientais envolvendo barragens de mineração da história mundial, devido à sua enorme escala e aos enormes impactos socioambientais resultantes (FERNANDES et al., 2016; VANELLI et al., 2022; ZORZAL-ALMEIDA & FERNANDES, 2021). A onda de rejeitos deixou rastros de destruição por onde passou, atingiu 41 cidades e três terras indígenas, resultando na morte de 19 pessoas e na degradação de 240,88 hectares do bioma de Mata Atlântica nos entornos da bacia do Rio Doce. Os efeitos do desastre perduram no tempo e trouxeram impactos imensuráveis à biodiversidade nativa da bacia (ANA, 2015; BONECKER et al., 2019; FERNANDES et al., 2016; PETESSE et al., 2023), incluindo a mortalidade da ictiofauna (FERNANDES et al., 2016).

Além disso, alterações na paisagem e mau uso do solo, para o desenvolvimento da agropecuária, agroindústria e, principalmente, para a instalação de usinas hidrelétricas, também marcaram negativamente a região (ANA, 2015; HORA et al., 2012a; HORA, et al., 2012b). Existem em operação na bacia, 10 usinas hidrelétricas (UHE's) e, deste total, quatro estão localizadas ao longo da calha principal, sendo duas localizadas na porção do Médio-Baixo Rio Doce (ANA, 2015). A construção de barragens tem o potencial de alterar as características físico-químicas dos rios, de promover a retenção de sedimentos, de alterar tanto a conectividade do canal principal por si só, como do canal principal e suas planícies de inundação, além de modificar regimes hidrológicos, promovendo a alteração e degradação de habitat (BENITEZ et al., 2022; COELHO, 2008; DUDGEON et al., 2006; GEIST, 2011; JUNK et al., 1930). Desta forma, as barragens alteram características de habitat, que funcionam como filtros e influenciam a probabilidade de sobrevivência das espécies, favorecendo aquelas que possuem traços funcionais que as tornam capazes de resistir à tais alterações (WARD & STANFORD, 1995).

Acrescido aos problemas citados anteriormente, a bacia do Rio Doce sofre com a introdução de espécies não nativas desde meados do século passado (FRAGOSO-MOURA et al., 2016; LATINI et al., 2004; LATINI & PETRERE, 2004; SOUZA et al., 2021). Sistemas de águas continentais, como a bacia do Rio Doce, são facilitadores para a invasão e o estabelecimento de espécies não nativas, já que formam uma teia de interconexões, de forma que a introdução de espécies em um local permite a dispersão desta para todos os outros subsistemas (AGOSTINHO et al., 2006). A introdução de espécies não nativas é reconhecida como a segunda principal causa de redução de biodiversidade aquática continental, atrás somente da alteração de habitat, já que pode causar direta ou indiretamente declínios em populações de peixe nativas e em outras comunidades naturais, aquáticas e terrestres, por predação direta, exclusão de nicho, hibridização ou introdução de patógenos (AGOSTINHO et al., 2006; BENITEZ et al., 2022; FLICROFT et al., 2019; FRAGOSO-MOURA et al., 2016; GOZLAN et al., 2010; MOR et al., 2022; MOYLE & LIGHT, 1996; SOUZA et al., 2021; VITOUSEK, 1994).

No Baixo Rio Doce, bem como nas demais porções da bacia, a presença de espécies não nativas não pode ser analisada de maneira isolada, já que ela está intimamente atrelada às outras pressões antropogênicas sofridas na região. As alterações na paisagem causadas, sobretudo, pelas regulações de regime de fluxo, impostas pelas barragens hidrelétricas da bacia representam vários tipos de ameaça à fauna nativa do Baixo Rio Doce, pois além de causar um obstáculo à migração de espécies, facilitam o estabelecimento de espécies não nativas (IRZ et al., 2006; MOI et al., 2021; SANTOS et al., 2010), ou seja, o estabelecimento de populações autossustentáveis, com capacidade de completarem seu ciclo de vida (PETESSE et al., 2023). Além disso, o rompimento da barragem de Fundão magnificou o impacto de espécies não nativas na biota nativa do Baixo Rio Doce (PETESSE et al., 2023). O desastre levou à mortalidade da ictiofauna (FERNANDES et

al., 2016), gerando no ambiente nichos vagos a serem recolonizados. Espécies não nativas apresentam, de modo geral, grande capacidade de adaptação e resiliência em ambientes modificados e impactados, o que faz com que tenham maior chance de sucesso ao ocuparem novos ambientes (DUDGEON et al., 2006).

Neste contexto, tendo em mente os impactos humanos, diretos e indiretos, que há séculos assolam a bacia do Rio Doce, emergiu a preocupação acerca do estado atual da comunidade nativa de peixes e da possibilidade de estar ocorrendo o colapso dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce. Diante disso, se faz necessário o monitoramento da ictiofauna da região, para que ações de remediação possam ser desenvolvidas pelos agentes capacitados para este fim. Muitos estudos que analisaram impactos em ecossistemas aquáticos utilizaram análises de séries temporais como uma metodologia eficaz de avaliação e peixes como objetos de estudo (ESSINGTON et al., 2015; FERNANDES, 2009; GILL et al., 2001; POULET et al., 2011; SHOJI et al., 2021; SPENCER & COLLIE, 1997; ZOULIAS et al., 2019). Ademais, peixes são excelentes indicadores em monitoramentos de longo prazo em ambientes aquáticos, devido ao seu longo ciclo de vida, alta mobilidade e grande variedade taxonômica, com distintos traços de história de vida (BARBOUR et al., 1999; FAUSCH et al., 1990; LI et al., 2010; MOYLE & LEIDY, 1992).

REFERÊNCIAS

- ANA. Encarte Especial Sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da Barragem em Mariana/MG. p. 125, 2015.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; JÚLIO, H. F. Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: Unidades de Conservação. Unidades de Conservação, p. 95–117, 2006.

- BARBOUR, M. T.; FAULKNER, C.; GERRITSEN, J. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers, p. 337, 1999.
- BENITEZ, J. P. et al. Assessment of Fish Abundance, Biodiversity and Movement Periodicity Changes in a Large River over a 20-Year Period. *Environments - MDPI*, v. 9, n. 2, p. 1–22, 2022.
- BLAND, L. M. et al. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1. [s.l: s.n.].
- BLAND, L. M. et al. Developing a standardized definition of ecosystem collapse for risk assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 16, n. 1, p. 29–36, 2018.
- COELHO, A. L. N. Estudo Temporal dos Segmentos Fluviais a Jusante das UHEs de Aimorés e Mascarenhas no Baixo Rio Doce – Brasil. 2008.
- CRESPIN, S. J.; SIMONETTI, J. A. Predicting ecosystem collapse: Spatial factors that influence risks to tropical ecosystems. *Austral Ecology*, v. 40, n. 4, p. 492–501, 2015.
- DE SOUZA, C. P. et al. Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, p. 1–18, 2021.
- DÍAZ, S.; MALHI, Y. Biodiversity: Concepts , Patterns , Trends , and Perspectives. *Annual Review of Environment and Resources*, 2022.
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 28, p. 137–167, 2003.

- DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 81, n. 2, p. 163–182, 2006.
- DUTRA, P. R. Rompimento Da Barragem De Fundão Em Mariana/Mg Com Enfãse Em Recursos Hídricos. [s.l: s.n.].
- ESPINDOLA, H. S.; NODARI, E. S.; SANTOS, M. A. Rio Doce: riscos e incertezas a partir do desastre de Mariana (MG). *Revista Brasileira de História*, v. 39, n. 81, p. 141–162, 2019.
- ESSINGTON, T. E. et al. Fishing amplifies forage fish population collapses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, v. 112, n. 21, p. 6648–6652, 2015.
- FAUSCH, K. D. et al. Fish Communities as Indicator of Environmental Degradation *American Fisheries Society Symposium*, 1990.
- FERNANDES, G. W. et al. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservacao*, v. 14, n. 2, p. 35–45, 2016.
- FERNANDES, R. Efeitos da regulação do nível hidrométrico sobre a dinâmica temporal de espectros de tamanho de peixes de um reservatório neotropical. p. 35, 2009.
- FLITCROFT, R. et al. Theory and practice to conserve freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 29, n. 7, p. 1013–1021, 2019.
- FRAGOSO-MOURA, E. N. et al. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 1, p. 18–27, 2016.

- GEIST, J. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 6, p. 1507–1516, 2011.
- GILL, M. E. et al. Fish populations as indicators of long-term changes in UK estuaries. *Senckenbergiana Maritima*, v. 31, n. 2, p. 169–175, 2001.
- GOULART, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental 1. *Revista da FAPAM*, 2003.
- GOZLAN, R. E. et al. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, v. 76, n. 4, p. 751–786, 2010.
- HORA, A. M. et al. Da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais. *Território, Mobilidade Populacional E Ambiente*, p. 201–234, 2012.
- HORA, A. M.; DIAS, C. A.; GUEDES, G. R. Bacia Hidrográfica do Rio Doce: do processo de territorialização à atual importância econômica no cenário estadual. p. 0–16, 2012.
- IRZ, P. et al. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: Can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquatic Sciences*, v. 68, p. 109–116, 2006.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 106, n. September 1989, p. 110–127, 1990.
- KEITH, D. A. et al. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE*, v. 8, n. 5, 2013.

- LATINI, A. O. et al. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): Range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana*, v. 5, n. 2, p. 135–142, 2004.
- LATINI, A. O.; PETRERE, M. Reduction of a native fish fauna by alien species: An example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, v. 11, n. 2, p. 71–79, 2004.
- LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, p. 1510–1524, 2010.
- MOI, D. A. et al. Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. *Science of the Total Environment*, v. 769, 2021.
- MOR, J.-R. et al. Fish communities in Italian sub-alpine lakes: Non-native species and anthropogenic pressures increase community dissimilarities. *Science of The Total Environment*, v. 832, n. April, p. 154959, 2022.
- MOYLE, P. B.; LEIDY, R. A. Loss of Biodiversity in Aquatic Ecosystems. *Conservation biology*, n. 3, p. 127–169, 1992.
- MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, v. 78, n. 1–2, p. 149–161, 1996.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v.403, p.853–858, 2000.
- NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.

- NEWTON, A. C. et al. Operationalising the concept of ecosystem collapse for conservation practice. *Biological Conservation*, v. 264, n. September, p. 109366, 2021.
- PEREIRA, H. M. et al. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, v. 330, n. 6010, p. 1496–1501, 2010.
- PEREIRA, H. M.; NAVARRO, L. M.; MARTINS, I. S. Global Biodiversity Change: The Bad , the Good , and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 2012.
- PETESSE, M. L.; POMARO, S. B.; CAMPANHA, P. M. G. Are fish assemblages recovering after the huge disaster of mining tailing dam collapse in Mariana (Brazil-MG)? *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 195, 2023.
- POFF, N. L. R. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 16, n. 2, p. 391–409, 1997.
- POULET, N.; BEAULATON, L.; DEMBSKI, S. Time trends in fish populations in metropolitan France: Insights from national monitoring data. *Journal of Fish Biology*, v. 79, n. 6, p. 1436–1452, 2011.
- SALA, O. E. et al. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, v. 287, n. March, p. 1770–1774, 2000.
- SANTOS, A. B. I.; DE FREITAS TERRA, B.; ARAÚJO, F. G. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, v. 27, n. 5, p. 732–740, 2010.

SATO, C. F.; LINDENMAYER, D. B. Meeting the Global Ecosystem Collapse Challenge. *Conservation Letters*, v. 11, n. 1, p. 1–7, 2018.

SEMAD; IGAM. Encarte Especial Sobre a Qualidade Das Águas Do Rio Doce Após 2 Anos Do Rompimento De Barragem De Fundação -2015/2017. p. 2, 2017.

SHOJI, J. et al. Temporal changes of the fish community in seagrass beds in Funakoshi and Otsuchi bays after habitat destruction caused by a tsunami in 2011. *Fisheries Science*, v. 87, n. 6, p. 827–836, 2021.

SOSA-LÓPEZ, A. et al. Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: An application to the Terminos coastal lagoon, Mexico. *ICES Journal of Marine Science*, v. 62, n. 3, p. 453–458, 2005.

SOUZA, C. P. et al. Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, p. 1–18, 2021.

SPENCER, P. D.; COLLIE, J. S. Patterns of population variability in marine fish stocks. *Fisheries Oceanography*, v. 6, n. 3, p. 188–204, 1997.

SPOSITO, E. C. Uso e Cobertura do Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): Interações Para a Governança. [s.l: s.n.].

STENDERA, S. et al. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: A review. *Hydrobiologia*, v. 696, n. 1, p. 1–28, 2012.

TODD, N. E. Trends in proboscidean diversity in the African Cenozoic. *Journal of Mammalian Evolution*, v. 13, n. 1, p. 1–10, 2006.

- TYAGI, S.; GARG, N.; PAUDEL, R. Environmental Degradation: Causes and Consequences. *European Researcher*, v. 81, n. 8–2, p. 1491, 2014.
- VANELI, B. P. et al. Conceptual model to analyze the effects caused by technological disaster on the physical-chemical state of the lower Doce River waters, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 809, 2022.
- VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. *MG BIOTA*, v. 2, n. 5, p. 5–22, 2010.
- VISCONTI, P. et al. Projecting Global Biodiversity Indicators under Future Development Scenarios. *Conservation Letters*, v. 9, n. 1, p. 5–13, 2016.
- VITOUSEK, P. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, v. 75, n. 7, p. 1861–1876, 1994.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 10, p. 159–168, 1995.
- ZORZAL-ALMEIDA, S.; FERNANDES, V. DE O. Ecological thresholds of periphytic communities and ecosystems integrity in lower Doce River basin. *Science of the Total Environment*, v. 796, 2021.
- ZOULIAS, T.; PAPADOPOULOS, A.; CONIDES, A. An ecological evaluation using fisheries landings time-series data: A case study of two coastal lagoons in the Ionian sea (E. Mediterranean, Greece). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 216, p. 229–239, 2019.

Séries temporais de abundância e biomassa da ictiofauna como preditores de sintomas de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce

Introdução

Atualmente, é amplamente reconhecido que atividades antrópicas são a principal ameaça aos ecossistemas e que são a causa de importantes perdas taxonômicas ao redor do mundo (Díaz & Malhi, 2022; Dudgeon et al., 2006; Flitcroft et al., 2019; Fragoso-Moura et al., 2016; Newbold et al., 2015; Pereira et al., 2010; Sala et al., 2000; Sosa-López et al., 2005; Stendera et al., 2012; Visconti et al., 2016; Zorzal-Almeida & Fernandes, 2021). Devido à magnitude da perda de biodiversidade testemunhada pelo mundo nos últimos tempos, houve um aumento substancial de estudos que debatem a definição de colapso ecossistêmico (Bland et al., 2017, 2018; Crespín & Simonetti, 2015; Keith et al., 2013; Newton et al., 2021; C. F. Sato & Lindenmayer, 2018). Nesse sentido, Bland et al. (2018) propuseram uma definição abrangente, citando-o como: “uma transição além de um limite de um ou mais indicadores que definem a identidade e a variabilidade natural de um ecossistema. Colapso envolve a transformação da identidade, perda de características definidoras e/ou substituição por um novo ecossistema. Ocorre quando todas as ocorrências do ecossistema (ou seja, manchas) perdem características bióticas ou abióticas definidoras, e a biota nativa não é mais sustentada”.

A bacia do Rio Doce possui uma grande diversidade de espécies de peixes (Fernandes et al., 2016; Vieira, 2010), imprescindíveis para a manutenção dos serviços ecossistêmicos existentes na bacia. Contudo, o histórico de pressões antrópicas que assolam a região da bacia ameaça direta e indiretamente a biodiversidade e a diversidade funcional da bacia (de Souza et al., 2021; Fragoso-Moura et al., 2016), portanto, torna-se necessária a avaliação acerca do estado de conservação da ictiofauna da região.

A economia da região é marcada há séculos pela mineração (Hora et al., 2012a; Hora et al., 2012b) e uma das principais marcas trazidas por esta atividade foi o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – Minas Gerais, Brasil, no dia 5 de novembro de 2015 que pertencia à empresa Samarco S/A, controlada pela Vale S/A e pela BPH Billiton. A onda de rejeitos proveniente do rompimento deixou rastros de destruição por onde passou: atingiu 41 cidades e três terras indígenas, resultando na morte de 19 pessoas, na degradação de 240,88 hectares do bioma de Mata Atlântica nos entornos da bacia do Rio Doce e em impactos imensuráveis à biodiversidade nativa da bacia (ANA, 2015; Bonecker et al., 2019; Fernandes et al., 2016; Petesse et al., 2023), incluindo a mortalidade da ictiofauna (Fernandes et al., 2016).

Além disso, alterações na paisagem e mau uso do solo, para o desenvolvimento da agropecuária, agroindústria e, principalmente, para a instalação de usinas hidrelétricas, também marcaram negativamente a região (ANA, 2015; Hora et al., 2012a; Hora, et al., 2012b). As barragens alteram características de habitat e desta forma funcionam como filtros, influenciando a probabilidade de sobrevivência das espécies e favorecendo aquelas que possuem traços funcionais que as tornam capazes de resistir à tais alterações (Ward & Stanford, 1995).

Acrescido aos problemas citados anteriormente, a bacia do Rio Doce sofre com a introdução de espécies não nativas desde meados do século passado, sendo esta a segunda principal causa de declínio de biodiversidade aquática continental (Agostinho et al., 2006; Benitez et al., 2022; Flitcroft et al., 2019; Fragoso-Moura et al., 2016; Gozlan et al., 2010; Latini et al., 2004; Latini & Petrere, 2004; Mor et al., 2022; Moyle & Light, 1996; Souza et al., 2021; Vitousek, 1994). No Baixo Rio Doce, bem como nas demais porções da bacia, a presença de espécies não nativas não pode ser analisada de maneira isolada, já que ela está intimamente atrelada às outras pressões antropogênicas sofridas na região. Espécies não nativas apresentam, de modo geral, grande

capacidade de adaptação e resiliência em ambientes modificados e impactados, o que faz com que tenham maior chance de sucesso ao ocuparem novos ambientes (Dudgeon et al., 2006; Irz et al., 2006; Moi et al., 2021; Santos et al., 2010).

Neste contexto, tendo em mente os impactos humanos que há séculos assolam a bacia do Rio Doce, se faz necessário monitorar a ictiofauna para que se compreenda o estado atual da comunidade nativa de peixes e a possibilidade de estar ocorrendo o colapso dos ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce. Desta forma, ações de remediação poderão ser desenvolvidas pelos agentes capacitados para este fim.

Diante disso, este trabalho tem como finalidade: (1) compreender a variação temporal de dois indicadores de conservação (abundância e biomassa) da comunidade de peixes do Baixo Rio Doce, entre outubro de 2018 e maio de 2022, em quatro diferentes ambientes; (2) realizar uma previsão da variação temporal de dois indicadores de conservação (abundância e biomassa) da comunidade de peixes do Baixo Rio Doce, entre junho de 2022 e junho de 2023, com base na série obtida ao longo dos 4 anos; (3) avaliar qual grupo de espécies (nativas ou não nativas) e, mais precisamente, quais espécies são possivelmente as principais responsáveis pela variação dos indicadores de conservação (abundância e biomassa), nos diferentes ambientes; e (4) definir se as mudanças observadas nos indicadores de conservação das comunidades de cada ambiente correspondem ao que seria esperado em um ecossistema em estado de colapso.

Hipotetizamos que os efeitos da herança de impactos gerados pelas ameaças antrópicas que assolam a bacia do Rio Doce, magnificados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana-MG, estão resultando em perdas de características do ecossistema da região, sobretudo no declínio de abundância e biomassa de espécies nativas e/ou em substituição destas por espécies não nativas, o que corresponde, conceitualmente, a um ecossistema em fase de colapso.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A bacia do Rio Doce está localizada no sudeste brasileiro, possui uma área de drenagem de 86.715 km², dos quais cerca de 86% (aproximadamente 74.575 km²) está inserido no estado de Minas Gerais, enquanto os outros 14% (aproximadamente 12.280 km²), pertencem ao Espírito Santo e foi tradicionalmente dividida em três seções: o Alto, o Médio e o Baixo Rio Doce (ANA, 2015; CBH Doce, 2005; Coelho, 2006, 2009; Dutra, 2018; Hora et al., 2012b; Marcuzzo et al., 2011; Santolin et al., 2015; Dutra, 2018; Vaneli et al., 2022). Este estudo foi realizado no Baixo Rio Doce, que corresponde à porção capixaba da bacia, localizado entre os paralelos 19°30' e 20°30' de latitude sul e entre os meridianos 41°30' e 39°30' de longitude oeste. É limitado pela divisa dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, à montante do município de Colatina-ES, e pela sua foz, no Oceano Atlântico, no Espírito Santo. A morfologia da paisagem dessa região é caracterizada por colinas, tabuleiros e planícies costeiras, com altitudes pouco variáveis, entre 100 e 200 m de elevação (Coelho, 2006, 2009; Zorzal-Almeida; Fernandes, 2021).

Para avaliar a comunidade de ictiofauna do Baixo Rio Doce, foram analisados dados de abundância e biomassa obtidos através de coletas mensais realizadas entre outubro de 2018 e maio de 2022, pelo Laboratório de Biologia Molecular (Beagle) – Universidade Federal de Viçosa (UFV), como parte do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA). O PMBA foi desenvolvido com o objetivo de identificar, analisar e buscar tendências de alterações da biodiversidade aquática, à fim de embasar os métodos de remediação e reparação dos impactos gerados pelo rompimento da barragem de Fundão.

Ao todo, foram monitorados cinco pontos ao longo da calha do Rio Doce (pontos em ambiente lótico) e três pontos localizados em diferentes lagos adjacentes ao curso principal (pontos em ambiente lêntico). As estações de amostragem abrangeram os municípios de Baixo Guandu, Colatina, Marilândia e Linhares, todos localizados no estado do Espírito Santo (Tabela 1). No segundo ano de monitoramento, em 2019, houve a realocação de dois pontos no curso principal da bacia: P01 foi transferido para o reservatório da UHE de Mascarenhas, ainda no município de Baixo Guandu (P01B), e P02 foi transferido para um ponto circunvizinho, à montante (P02B), o qual apresentava melhores condições de acesso nas campanhas de coleta. Nesse mesmo ano, um dos pontos lênticos (P08 – Lago das Palmas) foi adicionado à malha amostral. As campanhas de coleta foram suspensas entre fevereiro e dezembro de 2020 devido às medidas restritivas da pandemia de COVID 19.

TABELA 1. Pontos utilizados para o monitoramento da ictiofauna realizado no Baixo Rio Doce, entre outubro de 2018 e maio de 2022. Os pontos P01B, 02B e P8, marcados com o símbolo (*), começaram a ser monitorados a partir de outubro de 2019.

<i>Ponto</i>	<i>Estado</i>	<i>Município</i>	<i>Localidade</i>	<i>X (UTM)</i>	<i>Y (UTM)</i>
P01	ES	Baixo Guandu	Rio Doce	306240	7841208
P01B*	ES	Baixo Guandu	Rio Doce (UHE Mascarenhas)	289743	7841597
P02	ES	Colatina	Rio Doce	318993	7840030
P02B*	ES	Colatina	Rio Doce	315430	7842984
P03	ES	Marilândia	Rio Doce	348378	7839577
P04	ES	Linhares	Rio Doce	376384	7849263
P05	ES	Linhares	Rio Doce	402605	7849080
P06	ES	Colatina	Lago do Limão	355148	7837322
P07	ES	Marilândia	Lago do Óleo	348731	7839743
P8*	ES	Linhares	Lago das Palmas	369855	7848788

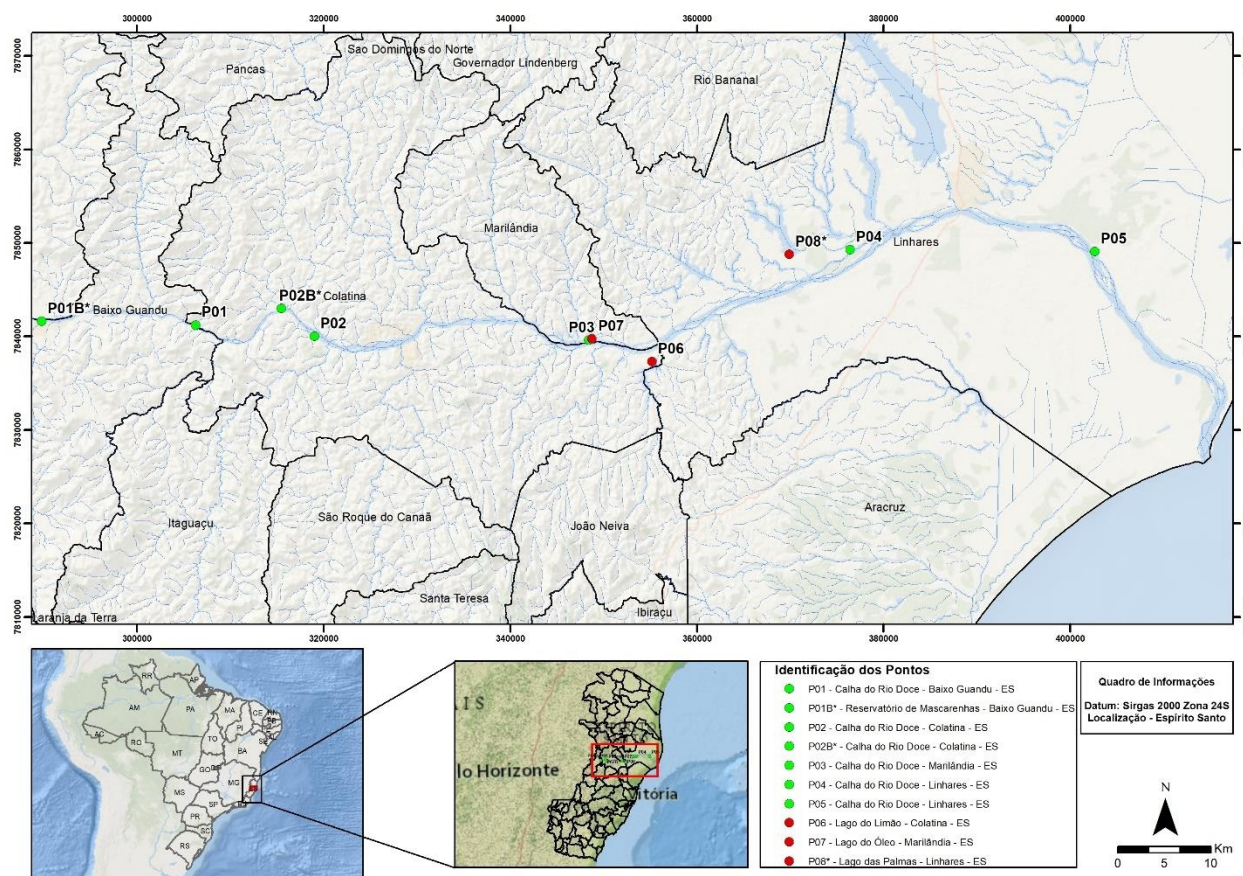


FIGURA 1. Malha amostral do monitoramento realizado entre outubro de 2018 e maio de 2022. Os pontos em verde são referentes aos pontos de coleta realizados na calha do rio Doce, enquanto os pontos em vermelho são referentes aos pontos de coleta em lagos adjacentes à calha.

Amostragem

A amostragem foi realizada com redes de espera, rede de arrasto e tarrafas de pesca. A utilização de diferentes petrechos é essencial para o sucesso em estudos que analisam e realizam predições de abundância de espécies (Hocama, 2015) e tem como finalidade maximizar a amostragem, para que esta seja representativa em relação à diversidade taxonômica de ictiofauna existente no Baixo Rio Doce. Durante as campanhas de amostragem, foram utilizadas nove redes de espera com área de 10 m², totalizando 90 m² de cobertura total, com diferentes malhas (malha 3 apresenta 15 mm entre nós opostos; malha 4, 20 mm; malha 5, 25 mm; 6, 30 mm; 7, 35 mm; 8,

40 mm; 10, 50 mm; 12, 60 mm e malha 14, 70 mm). Estas foram expostas durante quatro horas, montadas às 16 h e retiradas às 20 h. Adicionalmente, foram realizadas 10 passadas com rede de arrasto, com 2,5 m de altura e 10 m de comprimento, totalizando 250 m² de área de cobertura (malha de 5 mm entre nós opostos). Por fim, foram realizados 46 lances com tarrafas de pesca, com 2 m de altura, representando 1300 m² de cobertura total (malhas com 20 mm e 40 mm entre os nós opostos). Imediatamente após a coleta, os peixes foram anestesiados com eugenol e fixados com solução de formalina 10% ou álcool etílico 100%. Já no laboratório, os animais foram identificados, contados, medidos e pesados. Posteriormente, os espécimes coletados foram transferidos para uma solução contendo álcool etílico 70% e foram tombados na coleção ictiológica do Museu de Zoologia João Moojen, pertencente à Universidade Federal de Viçosa - UFV.

Análise de Dados

Para avaliar as dinâmicas da comunidade de peixes do Baixo Rio Doce foram realizadas análises de séries temporais de dados históricos de abundância e biomassa da ictiofauna do Baixo Rio Doce referentes ao período entre outubro de 2018 e maio de 2022. A partir desses dados, se obteve uma linha de tendência de ambos indicadores, seguida de uma previsão destes, no período entre junho de 2022 e junho de 2023, obtidas através do *software* R v. 4.3.2 (R Core Team, 2023), com auxílio do pacote *prophet* v. 1.0 (Taylor & Letham, 2021). O *prophet* é uma ferramenta desenvolvida pelo Facebook, que tem como função realizar análises de séries temporais para obtenção de tendências de dados históricos e, por meio destas realizar previsões de dados futuros (Oo & Phyu, 2020). A ferramenta funciona com eficácia em estudos com dados dependentes, com pelo menos um ano de amostragem e que apresentam sazonalidade e valores atípicos, sendo

considerada um excelente previsor (Rafferty, 2021). A lacuna de dados existente entre fevereiro e dezembro de 2020, quando houve uma pausa nas coletas de campo devido à pandemia de COVID 19, foi preenchida pela própria análise, baseada nos dados anteriores, obtidos entre outubro de 2018 e janeiro de 2020.

As análises temporais foram realizadas em três níveis: em nível de ambiente (calha principal e três diferentes lagos), em nível de classificação das espécies (nativas ou não nativas) e em nível de espécie. Em um primeiro momento, foram obtidas as séries temporais de abundância e biomassa gerais da comunidade (todas as espécies) e, separadamente de espécies nativas (todas as espécies nativas) e de não nativas (todas as espécies não nativas), por ambiente. Num segundo momento, foram selecionadas as espécies mais abundantes dentro de cada ambiente (mais de 25 ocorrências), nativas e não nativas, e para cada uma delas foram realizadas séries temporais independentes de abundância e biomassa. Num terceiro momento, foram comparados os gráficos de abundância e biomassa de nativas e não nativas com os gráficos de abundância e biomassa da comunidade, para identificar qual dos grupos de espécies (nativas ou não nativas) foi o principal responsável pelas tendências gerais, dentro de cada ambiente. Num quarto momento, foram comparados os gráficos independentes de espécies, com os gráficos de abundância e biomassa de espécies nativas e não nativas, para identificar quais espécies foram potencialmente responsáveis pelas tendências de abundância e biomassa de cada grupo e, conseqüentemente, da comunidade de cada ambiente. Por fim, foram analisadas as variações temporais dos indicadores observadas nos diferentes ambientes do Baixo Rio Doce, à fim de sugerir se estes apresentam, conceitualmente, sintomas de um ecossistema em fase de colapso.

Resultados

Relação de Ordens, Famílias e Espécies

Durante o monitoramento realizado no Baixo Rio Doce entre outubro de 2018 e maio de 2022 foram coletados, nos quatro diferentes ambientes, o total de 72.482 espécimes de peixes, representando 14 ordens, 32 famílias e 66 espécies. Do total de espécies coletadas, 45 espécies foram identificadas como nativas (68,18% da comunidade) e 21 delas como não nativas (31,82%) do Baixo Rio Doce (Tabela 2).

TABELA 1. Lista de espécies coletadas no Baixo Rio Doce, durante o monitoramento realizado no período entre outubro de 2018 e maio de 2022, nos quatro ambientes: Calha (CA), Lago do Limão (LL), Lago do Óleo (LO) e Lago das Palmas (LP). O símbolo (*) indica espécies não nativas.

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
ACANTHURIFORMES					
Gerreidae					
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855	Carapicu, escrivão	X			
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier 1830)	Carapeba-listrada	X			
Haemulidae					
<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey 1860)	Corcoroca	X			
Sciaenidae					
<i>Pachyurus adspersus</i> (Steindachner 1879)	Corvina	X	X	X	X
BELONIFORMES					
Hemiramphidae					

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes 1847)	Agulhinha				X
CARANGIFORMES					
Achiridae					
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)	Linguado	X			
Carangidae					
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833	Xaréu	X			
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	Xaréu	X			
Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	Robalo-peva	X		X	
CHARACIFORMES					
Anostomidae					
<i>Hypomasticus steindachneri</i> (Eigenmann 1907)	Piau-caboclo	X			
<i>Megaleporinus conirostris</i> (Steindachner 1875)	Piau-branco	X			
Bryconidae					
<i>Salminus brasiliensis</i> * (Cuvier 1816)	Dourado	X			
Characidae					
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	Lambari-do-rabo- amarelo	X	X	X	X
<i>Deuterodon cf. giton</i> (Eigenmann 1908)	Lambari	X			
<i>Deuterodon cf. intermedius</i> (Eigenmann 1908)	Lambari	X			

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i> (Jenyns 1842)	Lambari	X			
<i>Hyphessobrycon eques*</i> (Steindachner 1882)	Mato-grosso	X	X		X
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903)	Piabinha	X	X	X	X
<i>Moenkhausia vittata</i> (Castelnau 1855)	Lambari	X			
<i>Oligosarcus acutirostris</i> Menezes 1987	Bocarra	X			
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther 1864	Lambari-bocarra	X			
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i> (Cuvier 1819)	Lambari-do-rabo- vermelho	X			
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915)	Piabinha	X		X	
Crenuchidae					
<i>Characidium cricareense</i> Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Backup 2019	Canivete	X			
Erythrinidae					
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	Jejú	X		X	
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	Trairão	X		X	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	Traíra	X	X	X	X
Prochilodontidae					

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
<i>Prochilodus argenteus</i> * Spix & Agassiz 1829	Curimatã-pacu	X			X
<i>Prochilodus costatus</i> * Valenciennes 1850	Curimatá-piao	X	X		X
<i>Prochilodus vimboides</i> Kner 1859	Curimbatá	X			
Serrasalmidae					
<i>Metynnis lippincottianus</i> * (Cope 1870)	Pacu	X	X	X	X
<i>Pygocentrus nattereri</i> * Kner 1858	Piranha-vermelha	X	X	X	X
<i>Serrasalmus brandtii</i> * Lütken 1875	Pirambeba	X	X	X	X
CICHLIFORMES					
Cichlidae					
<i>Aequidens cf. plagiozonatus</i> * Kullander 1984	Acará	X	X		X
<i>Cichla kelberi</i> * Kullander & Ferreira 2006	Tucanaré-amarelo	X	X	X	X
<i>Cichla monoculus</i> * Spix & Agassiz 1831	Tucanaré	X	X	X	X
<i>Coptodon rendalli</i> * (Boulenger 1897)	Tilápia-do-Congo	X			X
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Cará	X	X	X	X
<i>Oreochromis niloticus</i> *(Linnaeus 1758)	Tilápia-do-Nilo	X	X		X
<i>Saxatilia lepidota</i> * (Heckel 1840)	Jacundá	X	X	X	X
CLUPEIFORMES					

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
Engraulidae					
<i>Anchoviella cayennensis</i> (Puyo 1946)	Manjubinha	X			
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829)	Manjubão	X	X		X
CYPRINODONTIFORMES					
Poeciliidae					
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	Barrigudinho	X	X	X	X
ELOPIFORMES					
Elopidae					
<i>Elops saurus</i> Linnaeus 1766	Ubarana	X			
GOBIIFORMES					
Gobiidae					
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein 1822)	Peixe-flor	X	X	X	
GYMNOTIFORMES					
Gymnotidae					
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> * Linnaeus 1758	Sarapó		X		
<i>Gymnotus sylvius</i> * Albert & Fernandes-Matioli 1999	Tuvira-redonda	X	X	X	
MUGILIFORMES					
Mugilidae					
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	Tainha	X		X	
SILURIFORMES					
Ariidae					
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier 1829)	Bagre	X			

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
Auchenipteridae					
<i>Pseudauchenipterus affinis</i> (Steindachner 1877)	Ferrolho	X		X	X
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner 1877)	Jauzinho, Cumbaca	X	X	X	X
Callichthyidae					
<i>Hoplosternum littorale</i> * (Hancock 1828)	Tamboatá	X	X	X	X
Clariidae					
<i>Clarias gariepinus</i> * (Burchell 1822)	Bagre-africano	X			
Heptapteridae					
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein 1823)	Mandi-chorão	X			
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Bagre, Jundiá			X	
Loricariidae					
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	Cascudo-areia	X			
<i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindachner 1877)	Cascudo	X			
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau 1855)	Cascudo-viola	X			
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> * (Castelnau 1855)	Acari	X			
Pimelodidae					
<i>Pimelodus maculatus</i> * Lacepède 1803	Mandi-amarelo	X			X
Pseudopimelodidae					

Ordem/ Família/ Espécie	Nome Comum	CA	LL	LO	LP
<i>Lophiosilurus alexandri</i> * Steindachner 1876	Pacamã	X			
Trichomycteridae					
<i>Microcambeva jucuensis</i> Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019	Cambeva	X			
<i>Trichomycterus alternatus</i> (Eigenmann 1917)	Cambeva	X			
<i>Trichomycterus cf.</i> <i>melanopygius</i> Reis, Santos, Britto, Volpi & de Pinna 2020	Cambevinha	X			
SYNBRANCHIFORMES					
Synbranchidae					
<i>Synbranchus marmoratus</i> * Bloch 1795	Mussum				X
SYNGNATHIFORMES					
Syngnathidae					
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup 1856)	Peixe-caximbo	X			

Na calha do Baixo Rio Doce, que contou com 5 estações de monitoramento, foram coletadas 19 espécies não nativas pertencentes a 4 ordens, sendo a maioria da ordem Cichliformes (92%). As espécies não nativas mais abundantes foram, respectivamente: *O. niloticus*, *C. rendalli*, *P. maculatus*, *C. monoculus*, *M. lippincottianus* e *P. nattereri*. Nesse local também foram coletadas 43 espécies nativas, pertencentes a 11 ordens, das quais as mais representativas foram Characiformes (36%), Acanthuriformes (30%) e Cyprinodontiformes (19%). As espécies nativas mais abundantes foram, respectivamente: *P. adpersus*, *P. vivipara*, *Deuterodon cf. intermedius*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *A. lacustris*, *L. castaneus*, *T. striatulus* e *H. malabaricus*.

No Lago do Limão foram coletadas 13 espécies não nativas, pertencentes a 4 ordens, com destaque para Characiformes (67%) e Cichliformes (33%), com o maior número de espécies. As espécies não nativas mais abundantes no Lago do Limão foram, respectivamente: *H. eques*, *C. monoculus*, *M. lippincottianus*, *S. lepidota*, *C. kelberi* e *P. nattereri*. Com relação às espécies nativas, foram encontradas 9 espécies pertencentes a 7 ordens, com destaque para Cyprinodontiformes (73%) e Cichliformes (13%). As espécies nativas mais abundantes foram, respectivamente: *P. vivipara*, *Geophagus* aff. *brasiliensis*, *A. lacustris*, *P. adspersus* e *K. moenkhausii*.

No Lago do Óleo foram coletadas 9 espécies não nativas, pertencentes a 4 ordens, com destaque para Cichliformes (64%) e Characiformes (29%). As espécies não nativas mais abundantes foram, respectivamente: *C. monoculus*, *C. kelberi*, *M. lippincottianus*, *H. littorale* e *P. nattereri*. Nesse local também foram coletadas 15 espécies nativas, representando 8 ordens, das quais Cyprinodontiformes (43%), Characiformes (33%) e Cichliformes (19%) apresentaram o maior número de espécies. As espécies nativas mais abundantes foram, respectivamente: *P. vivipara*, *A. lacustris*, *L. grossidens*, *Geophagus* aff. *brasiliensis* e *H. malabaricus*.

Por fim, no Lago das Palmas foram coletadas 16 espécies não nativas, que representam 4 ordens, com destaque para Cichliformes (48%) e Characiformes (41%). As espécies não nativas mais abundantes foram, respectivamente: *C. monoculus*, *M. lippincottianus*, *H. littorale*, *Aequidens* cf. *plagiozonatus*, *P. nattereri* e *S. lepidota*. Em relação às espécies nativas, foram coletadas 9 espécies, incluídas em 7 ordens, sendo Cyprinodontiformes (68%) e Characiformes (18%) as ordens com maior número de espécies nesse local. As espécies nativas mais abundantes foram, respectivamente: *P. vivipara*, *A. lacustris*, *L. grossidens*, *Geophagus* aff. *brasiliensis*, e *H. malabaricus*.

No geral, houve um maior número de espécies na calha do Rio Doce quando comparada com os ambientes lênticos, resultado esperado considerando o maior número de habitats disponíveis na calha. Ao comparar o número de espécies nativas e não nativas nos ambientes monitorados, observou-se que há um maior número de espécies nativas na calha e no Lago do Óleo, enquanto o contrário foi observado no Lago do Limão e no Lago das Palmas. Portanto, o Lago do Óleo foi o único ambiente lêntico a apresentar maior número de nativas que não nativas (Figura 2).

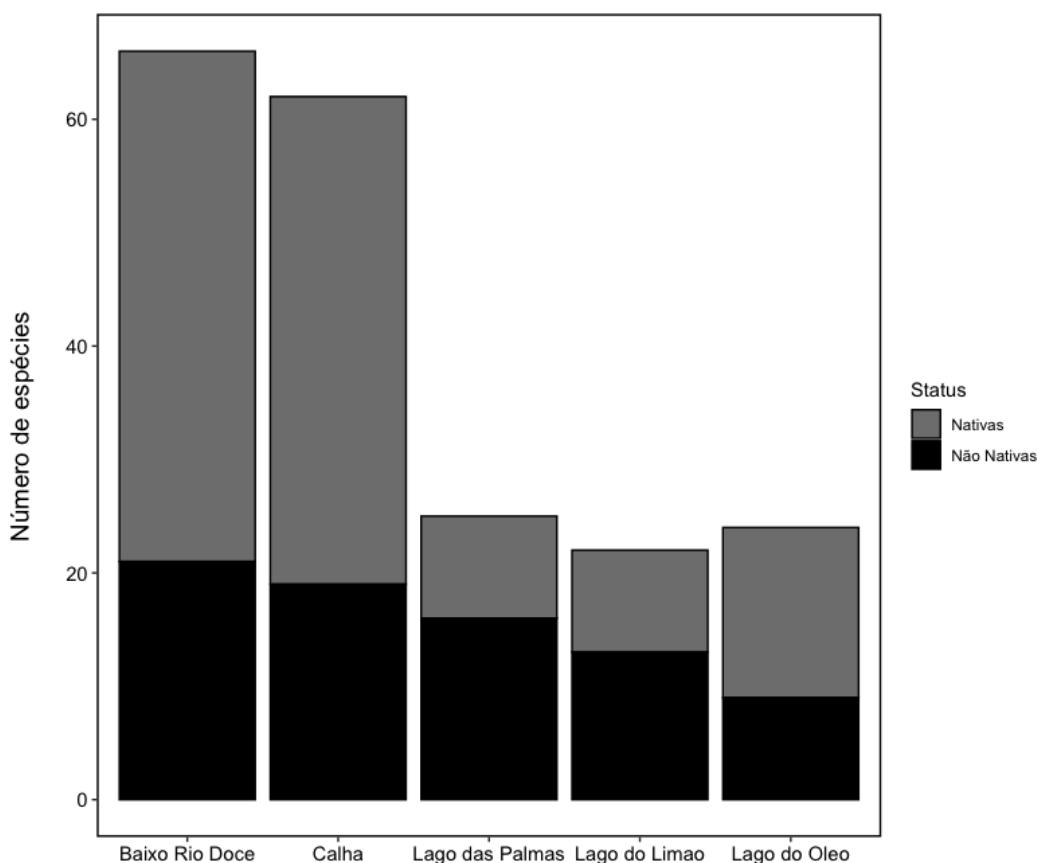


FIGURA 2. Número de espécies nativas e não nativas em todo o Baixo Rio Doce, e em detalhe nos diferentes ambientes amostrados

Análises de series temporais

Calha do Baixo Rio Doce

Nas análises temporais realizadas para a calha do Baixo Rio Doce, quando considerados todos os petrechos, foi observado aumento de abundância geral até 2020, seguida de declínio de abundância e, por fim, de aumento do indicador a partir de meados de 2021. Espécies nativas (76,48% da abundância geral) apresentaram o mesmo comportamento para o indicador e, portanto, foram as principais responsáveis pela abundância geral. Em relação às espécies não nativas, este grupo apresentou, inicialmente, aumento do indicador de abundância, com pico no final de 2019 e, posteriormente, apresentou declínio constante do indicador (Figura 3).

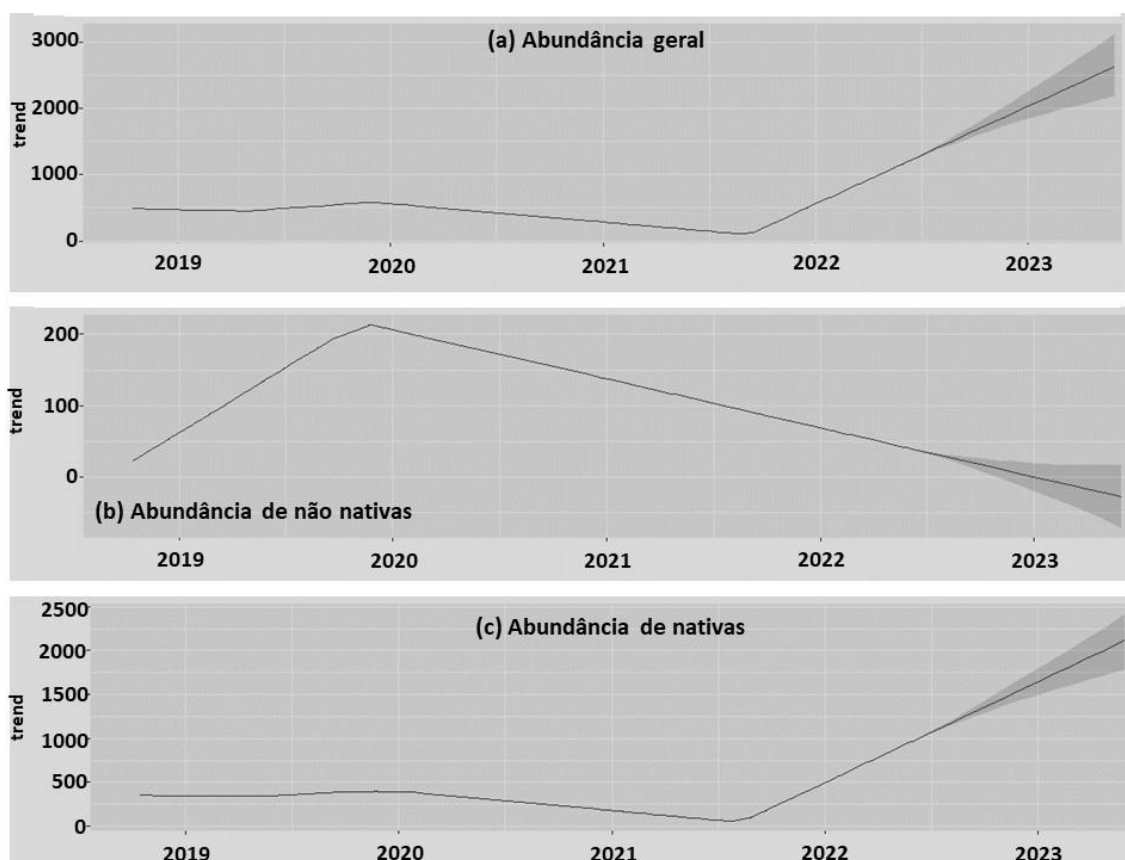


FIGURA 3. Tendências preditivas de abundância da ictiofauna da calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os

petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Acerca da biomassa geral, a ictiofauna da calha apresentou, majoritariamente, aumento do indicador, exceto na primeira metade de 2021. A tendência de aumento observada durante quase todo o monitoramento reflete, principalmente, o aumento de biomassa apresentado pelo grupo de espécies não nativas (62% da biomassa da biomassa geral), enquanto o declínio observado na primeira metade de 2021 refletiu um declínio alarmante de espécies nativas neste período. Estas últimas apresentaram aumento de biomassa até meados de 2019, a partir disso apresentaram declínio do indicador, sendo que na primeira metade de 2021 houve um período de declínio mais acelerado e, por fim, foi observada uma tendência tênue, porém constante, de declínio de biomassa (Figura 4).

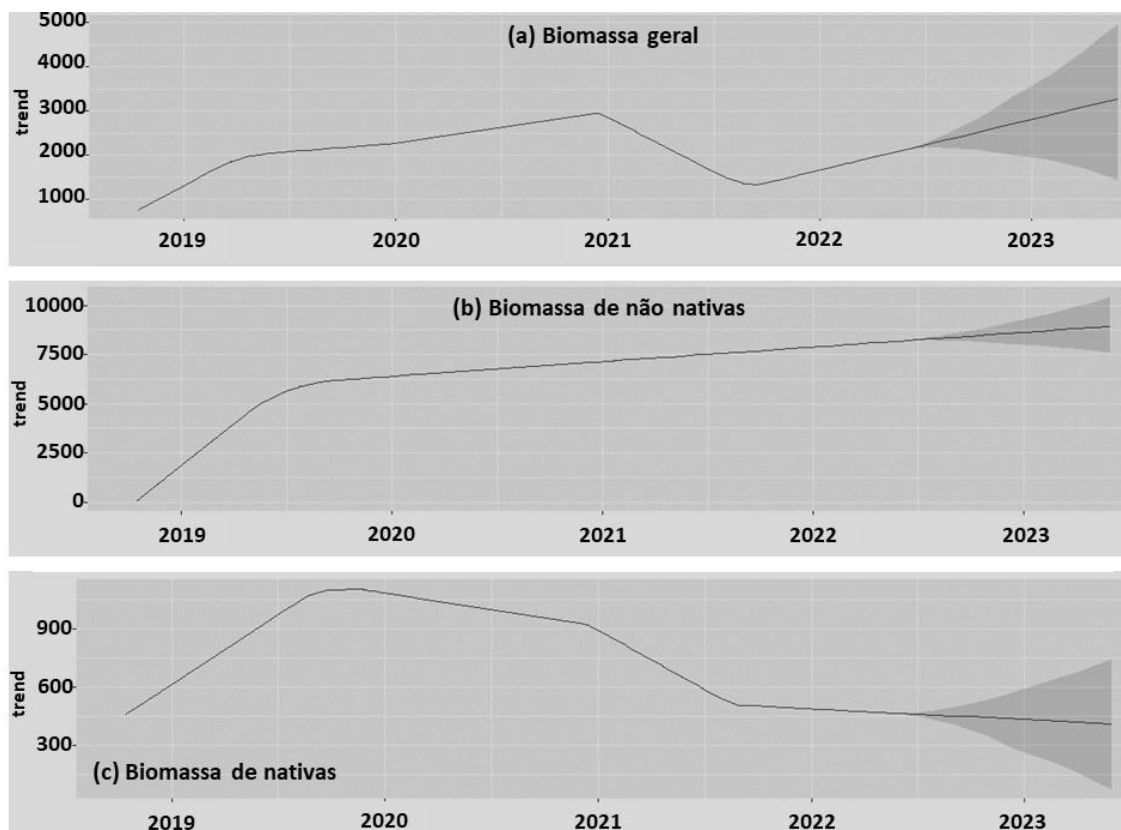


FIGURA 4. Tendências preditivas de biomassa da ictiofauna da calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Dentre as espécies analisadas, as que mais contribuíram com a tendência de abundância de nativas e, conseqüentemente, da comunidade, foram *Deuterodon cf. intermedius* (13,75% da abundância geral) e *P. adspersus* (22,85% da abundância geral). Ambas apresentaram comportamentos da tendência do indicador similares entre si, ao grupo de nativas e ao encontrado para a comunidade. Dentre as espécies não nativas analisadas, as principais responsáveis pelas tendências de abundância encontrada para o grupo foram *O. niloticus* (0,68% da abundância geral) e *P. maculatus* (22,85% da abundância geral), que apresentaram, também, comportamentos de tendência muito similares entre si e ao grupo de não nativas (Figura 5).

As tendências de biomassa encontradas para espécies nativas refletiram um somatório do comportamento de tendências de biomassa de múltiplas espécies. Dentre as espécies analisadas, as que se destacaram foram *Deuterodon cf. intermedius* e *P. vivipara*. A primeira parece ter sido uma das principais responsáveis pelo aumento de biomassa de nativas até meados de 2019, tendo colaborado também com a tendência de declínio do grupo durante a segunda metade desse mesmo ano. Já a segunda espécie colaborou com a tendência de declínio do grupo até 2020. Ambas tiveram sua biomassa reduzida drasticamente, seguida de estabilidade do indicador em valores muito pequenos. Em relação às não nativas, dentre as espécies analisadas, a que mais contribuiu para a tendência de biomassa do grupo, durante todo o monitoramento, foi *P. maculatus* (14,93% da biomassa geral). Outra espécie que se destacou foi *O. niloticus* (1,90% da biomassa geral), que parece ter sido uma das que mais contribuiu para o aumento acelerado de biomassa observado até a segunda metade de 2019 (Figura 6).

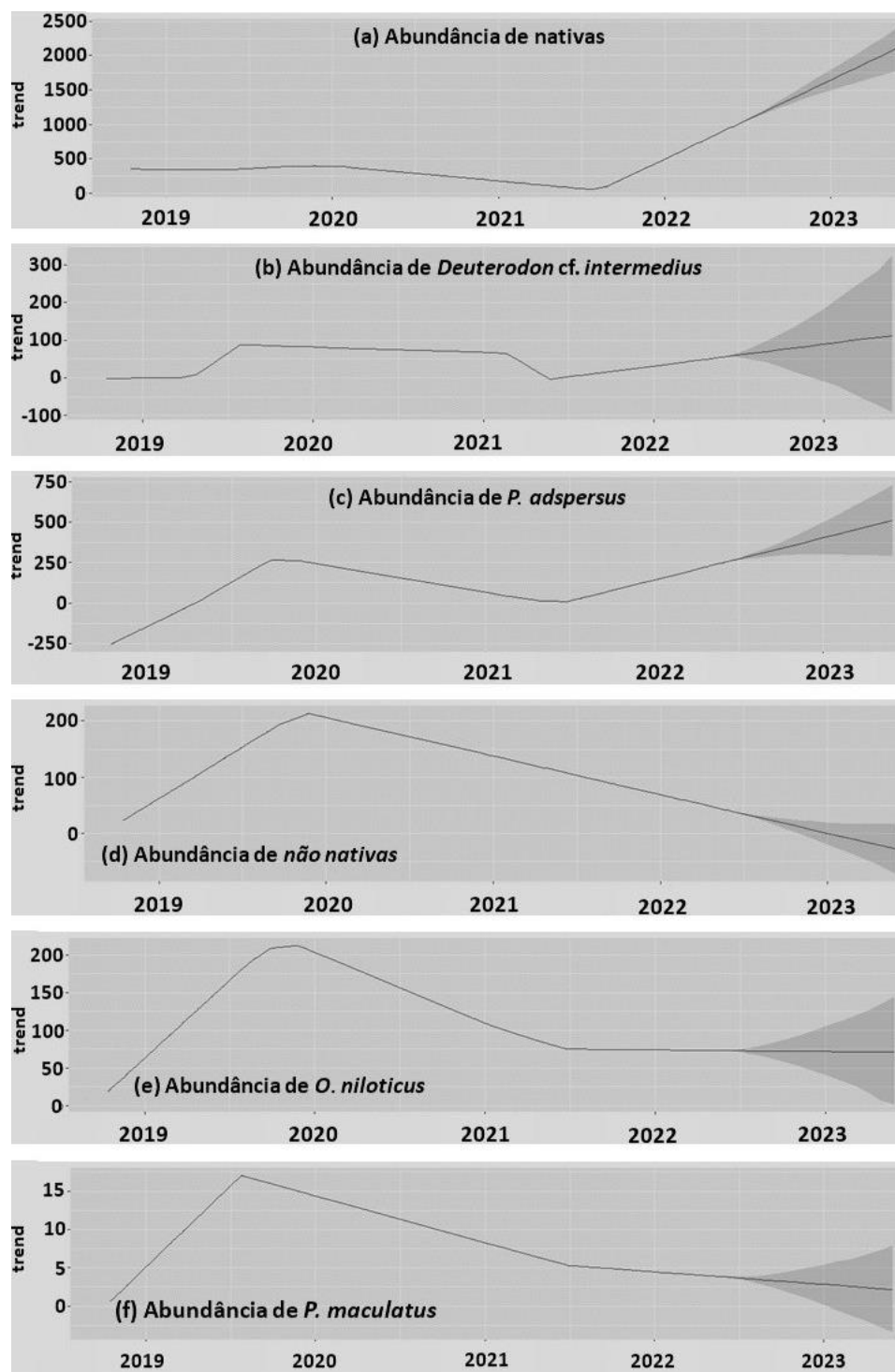


FIGURA 5. Tendências preditivas de abundância de espécies nativas e não nativas, coletadas na calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

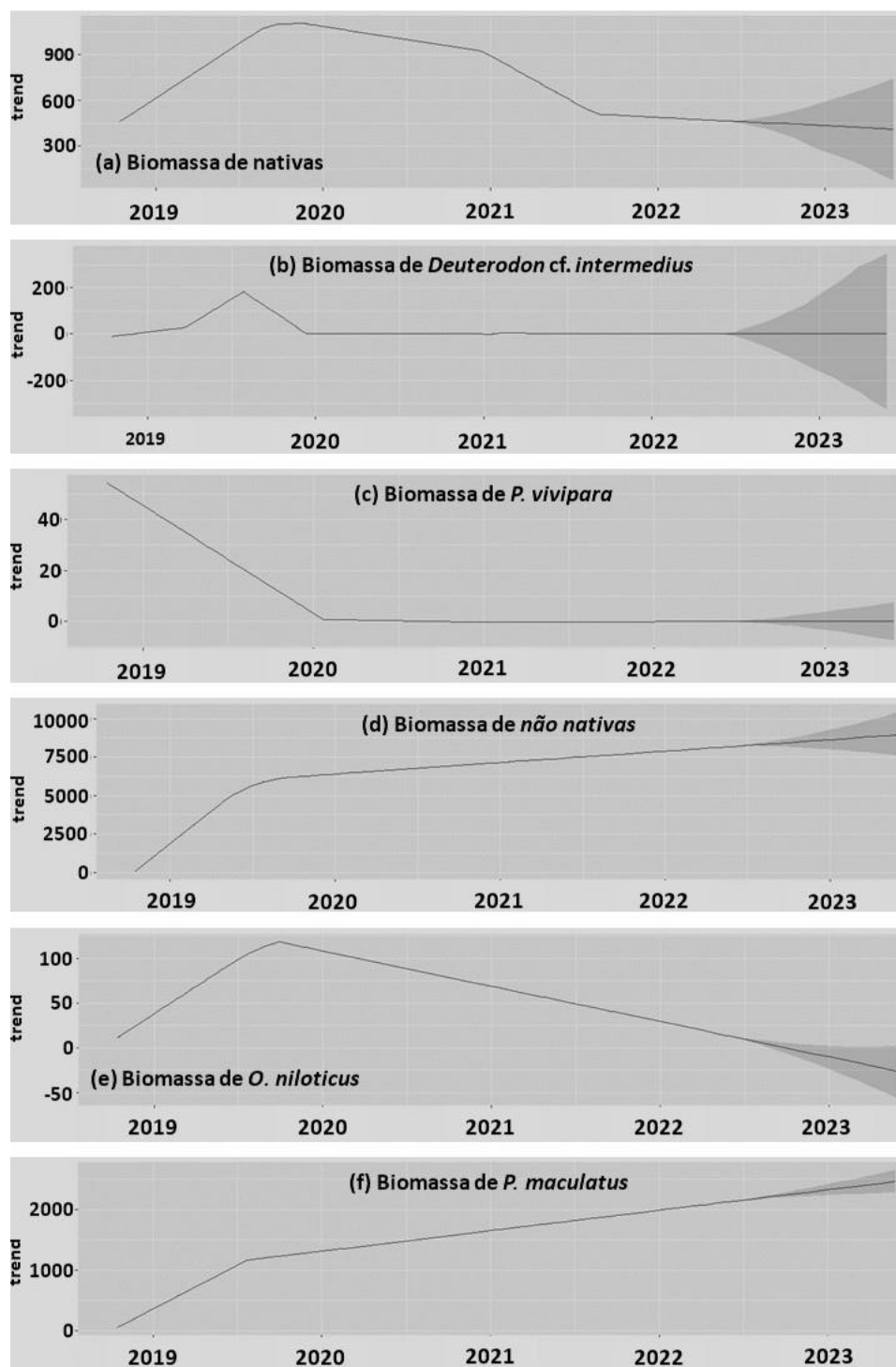


FIGURA 6. Tendências preditivas de biomassa de espécies nativas e não nativas, coletadas na calha do Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Lago do Limão

Nas análises temporais realizadas para o Lago do Limão, quando considerados todos os petrechos, foi observada tendência de estabilidade na abundância geral até 2020, seguida de declínio, sendo que na primeira metade de 2021 houve um declínio mais acelerado. Posteriormente, foi observado aumento de abundância durante os primeiros meses da segunda metade deste mesmo ano e, por fim, declínio constante do indicador. A estabilidade observada até 2020 foi possivelmente resultado do aumento de abundância de espécies não nativas e do declínio do indicador no grupo de nativas. O declínio observado em seguida foi devido a ambos os grupos de espécies durante esse período. O breve aumento de abundância geral observado em seguida foi causado pelo aumento de abundância de não nativas, quando o grupo passou a apresentar aumento constante do indicador. O posterior declínio geral refletiu o declínio de espécies nativas (45,37% da abundância geral), grupo que apresentou tendência de declínio durante todo o monitoramento (Figura 7).

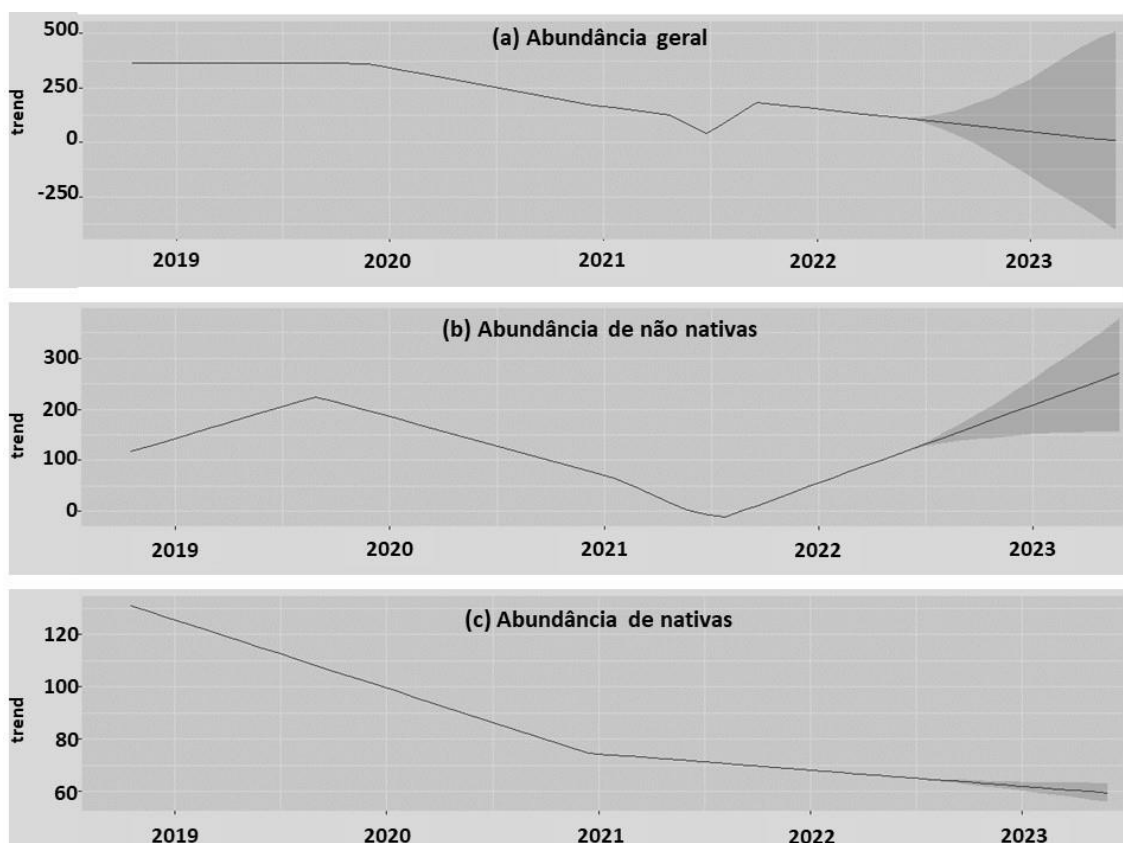


FIGURA 7. Tendências preditivas de abundância do Lago do Limão, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Neste ambiente foi observado declínio de biomassa geral durante todo o monitoramento, sendo que essa tendência se acentuou a partir de 2021. Ambos grupos de espécies contribuíram para a tendência de declínio do indicador. Espécies nativas (54,98% da biomassa geral) apresentaram uma tendência constante de declínio de biomassa, enquanto espécies não nativas apresentaram majoritariamente tendência de declínio, exceto durante a primeira metade dos anos de 2019 e 2021, quando apresentaram aumento do indicador (Figura 8).

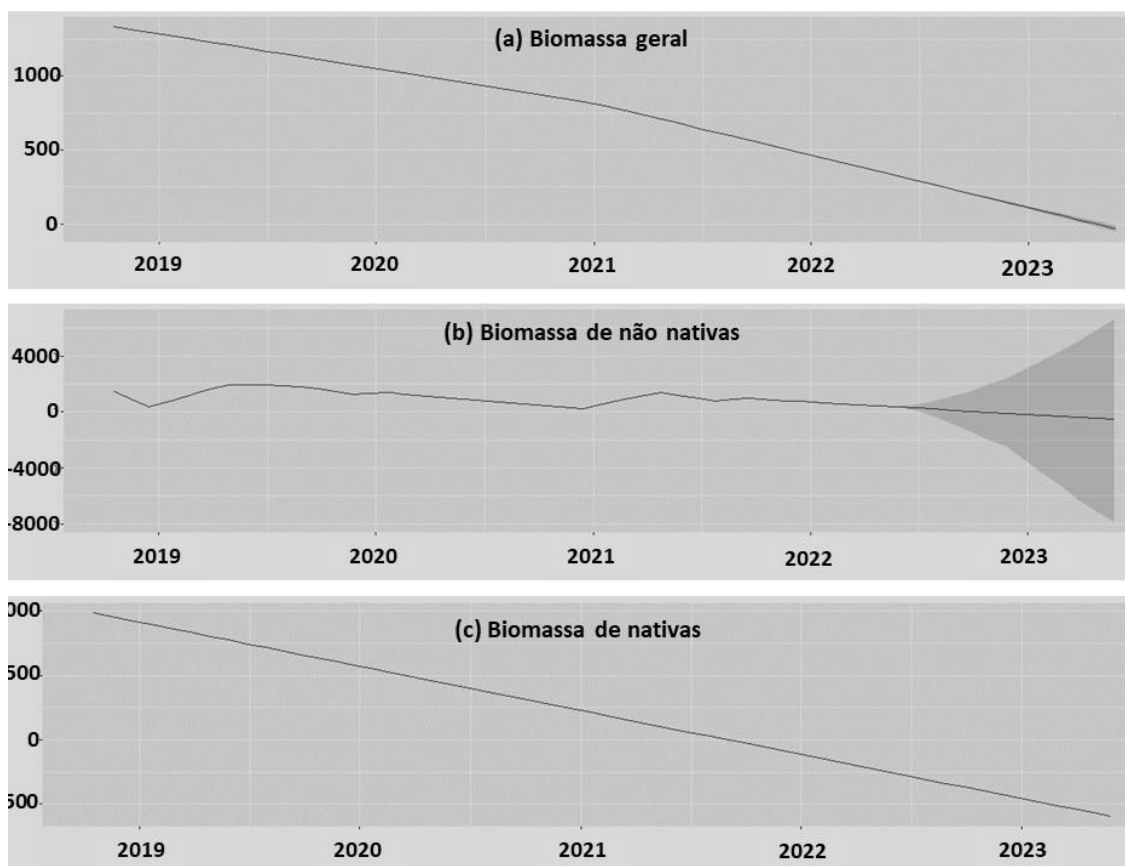


FIGURA 8. Tendências preditivas de biomassa do Lago do Limão, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

No Lago do Limão, dentre as espécies analisadas, as espécies nativas que mais contribuíram para a tendência de declínio do grupo foram *Geophagus aff. brasiliensis* (6,35% da abundância geral) e *P. vivipara* (32,90% da abundância geral). A primeira espécie apresentou, majoritariamente, tendência de declínio de abundância, exceto em 2020, quando apresentou aumento do indicador, enquanto a última apresentou tendência de declínio durante todo o monitoramento. Já dentre as espécies não nativas analisadas, as que mais contribuíram para a tendência do grupo foram *H. eques* (28,53% da abundância geral) e *M. lippincottianus* (5,22% da abundância geral). A primeira espécie contribuiu com o aumento observado para não nativas até a

segunda metade de 2019 e para o posterior declínio observado para o grupo até meados de 2021. Já a segunda espécie apresentou oscilação entre aumento e declínio de abundância durante todo o monitoramento, contudo pode ter contribuído para o pico de aumento de abundância do grupo observado na segunda metade de 2019 e com o aumento observado a partir da segunda metade de 2021 (Figura 9).

Em relação à biomassa, dentre as espécies analisadas, as mesmas espécies nativas foram observadas como as que mais contribuíram nas tendências do indicador. *Poecilia vivipara* (0,63% da biomassa geral) contribuiu para a tendência de declínio apenas até 2021, quando esta passou a apresentar aumento do indicador. Já *Geophagus aff. brasiliensis* (21,66% da biomassa geral) contribuiu para o declínio geral em dois períodos do monitoramento: até 2020 e após a segunda metade de 2021, sendo que na primeira metade de 2021 foi observada tendência de aumento do indicador para a espécie. Dentre as espécies não nativas, múltiplas espécies parecem ter contribuído para as oscilações entre aumento e declínio de biomassa observadas durante o monitoramento. Dentre as espécies analisadas, *H. eques* (0,63% da biomassa geral) foi uma das que mais contribuiu para o aumento de biomassa do grupo na primeira metade de 2019 e, posteriormente, parece ter contribuído para os períodos de declínio observados ao longo dos anos (Figura 10).

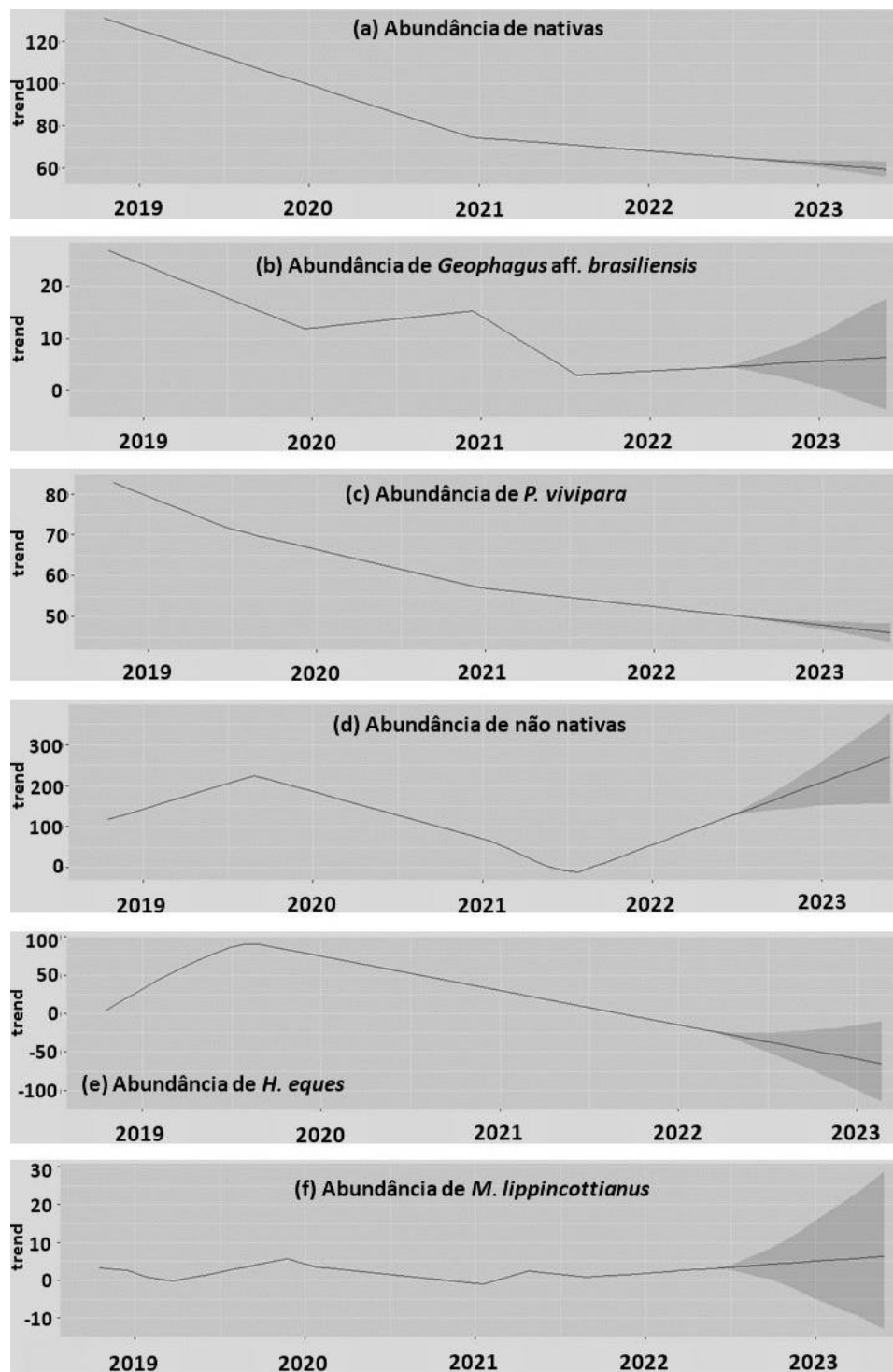


FIGURA 9. Tendências preditivas de abundância de espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Limão, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

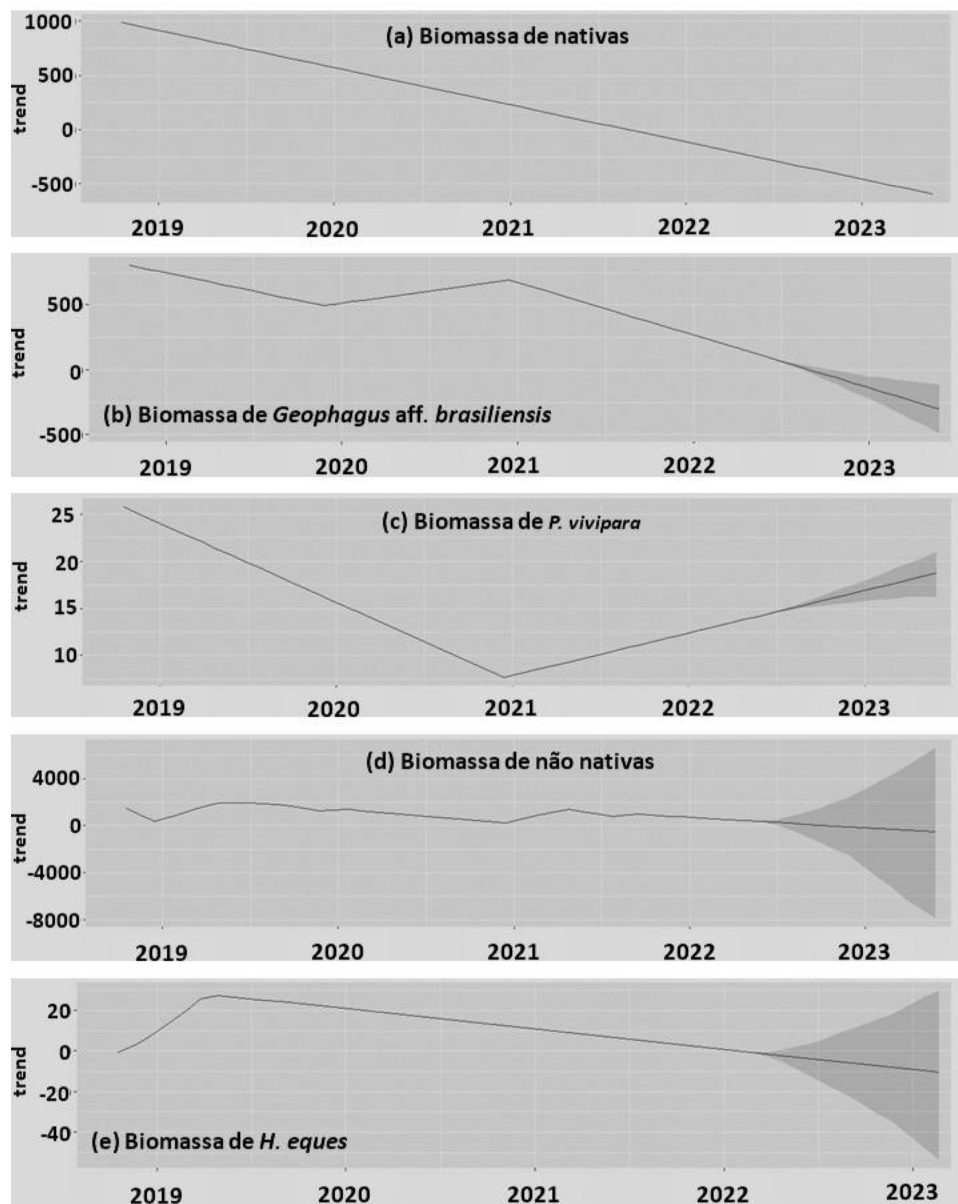


FIGURA 10. Tendências preditivas de biomassa de espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Limão, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Lago do Óleo

Nas análises temporais realizadas para Lago do Óleo, quando considerados todos os petrechos, foi observado declínio de abundância nos períodos entre 2018 e a primeira metade de 2019 e entre 2020 e 2022, reflexo do declínio encontrado para os dois grupos de espécies (nativas

e não nativas). Não foi possível detectar qual grupo e, mais precisamente, quais espécies foram responsáveis pelo aumento na tendência de abundância geral nos períodos entre meados de 2019 e 2020 e a partir de 2022. Espécies nativas (57,16% da abundância geral) apresentaram, majoritariamente, declínio do indicador de abundância, tendo apresentado estabilidade no ano de 2020 e um breve aumento do indicador durante os primeiros meses de 2021. Já em relação às não nativas, estas apresentaram declínio do indicador desde o início do monitoramento (Figura 11).

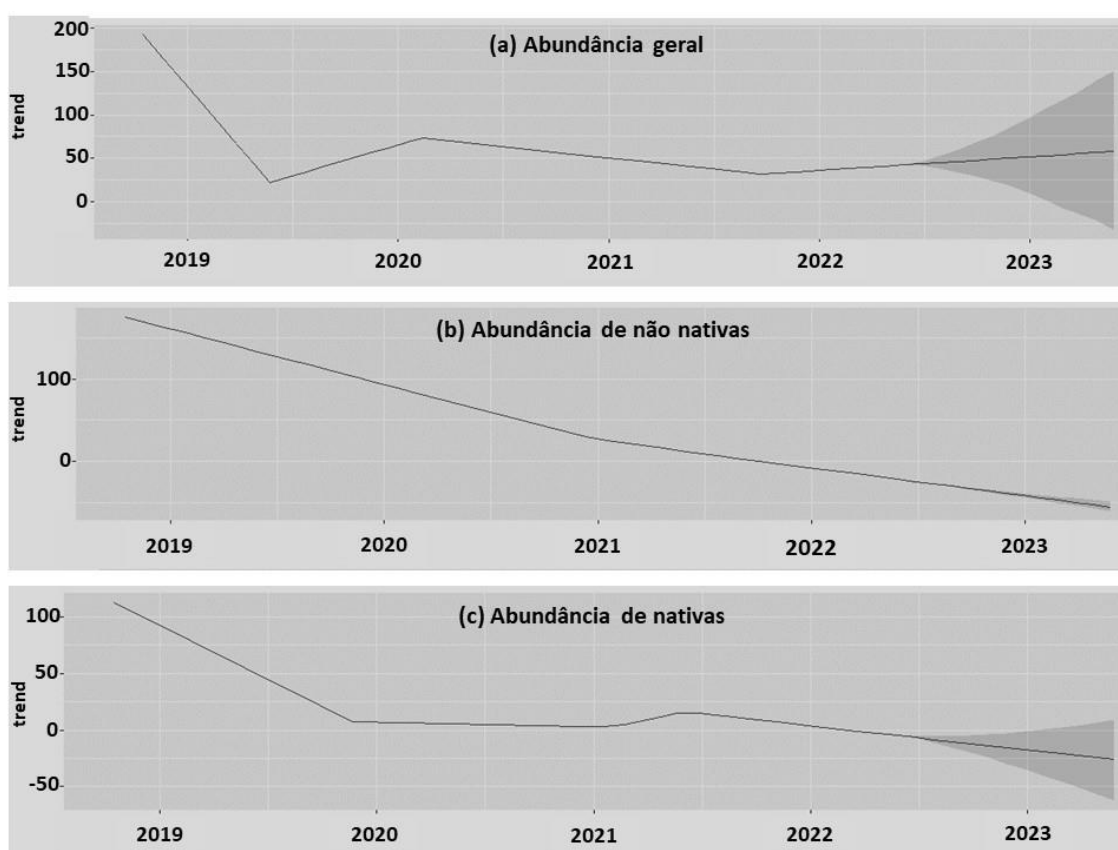


FIGURA 11. Tendências preditivas de abundância do Lago do Óleo, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Neste ambiente foi observado aumento de biomassa geral entre 2018 e 2020, seguido de declínio até 2021 e, posteriormente, de aumento do indicador. O aumento inicial refletiu o aumento

de abundância de espécies não nativas, já o declínio observado a partir de 2020, seguido do aumento do indicador a partir de 2021, foi reflexo de ambos grupos de espécies. Espécies nativas (48,32% da biomassa geral) apresentaram declínio constante de biomassa até a segunda metade de 2021, quando passaram a apresentar aumento, também constante, do indicador. Já espécies não nativas apresentaram muitas oscilações do indicador de biomassa durante o monitoramento, constatadas pela linha de tendência não linear observada para o grupo. Contudo, observou-se três períodos bem definidos em que houve aumento de biomassa no grupo: no final de 2018, na segunda metade de 2019 e a partir da segunda metade de 2021 (Figura 12).

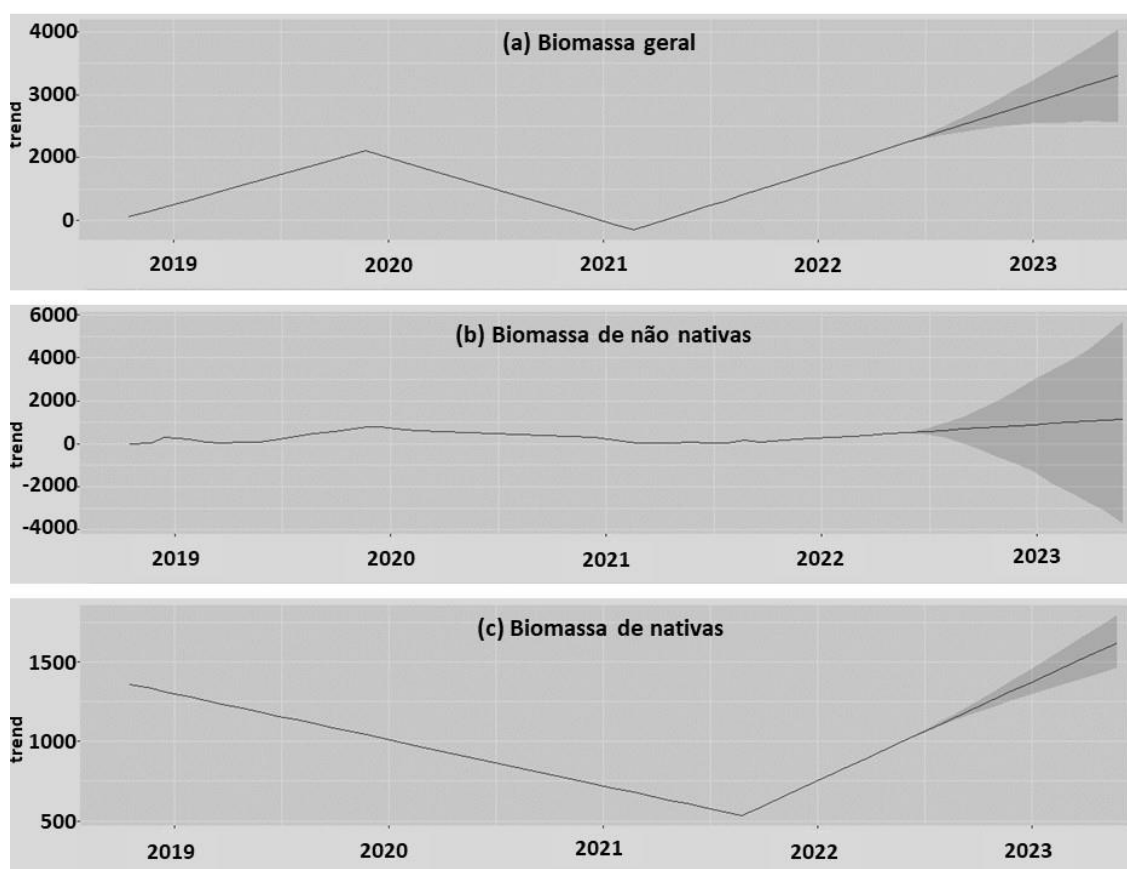


FIGURA 12. Tendências preditivas de biomassa do Lago do Óleo, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

No Lago do Óleo, dentre as espécies analisadas, a espécie que mais contribuiu para a tendência de abundância de nativas foi *P. vivipara* (24,25% da abundância geral), que apresentou comportamento de tendência muito similar ao encontrado para o grupo. Já entre as espécies não nativas, o declínio de abundância observado para o grupo parece ter sido um somatório de múltiplas espécies. Contudo, dentre as espécies analisadas, a que mais contribuiu com a tendência do grupo foi *C. monoculus* (25% da abundância geral). A espécie apresentou um aumento acelerado de abundância até a segunda metade de 2019, um aumento mais atenuado, com tendência à estabilidade até 2021 e, por fim, apresentou declínio constante do indicador, período em que contribuiu fortemente para a tendência de declínio da abundância observada para o grupo de não nativas (Figura 13).

Em relação à biomassa, dentre as espécies analisadas, as espécies nativas que mais contribuíram para a tendência de biomassa do grupo foram *Geophagus aff. brasiliensis* (11,74% da biomassa geral) e *P. vivipara* (0,26% da biomassa geral). A primeira espécie contribuiu para o declínio de biomassa de espécies nativas durante o ano 2020 e para o posterior aumento do indicador observado para o grupo a partir da metade de 2021. Já a segunda contribuiu para o declínio de biomassa observado para o grupo até 2020 e contribuiu também para o aumento observado de biomassa de espécies nativas. Já em relação às espécies não nativas, a que mais contribuiu para a tendência oscilatória do grupo foi *M. lippincottianus* (19,25% da biomassa geral), que apresentou uma tendência igualmente oscilatória e apresentou períodos bem definidos de aumento do indicador nos mesmos períodos em que se observou aumento no grupo de não nativas (Figura 14).

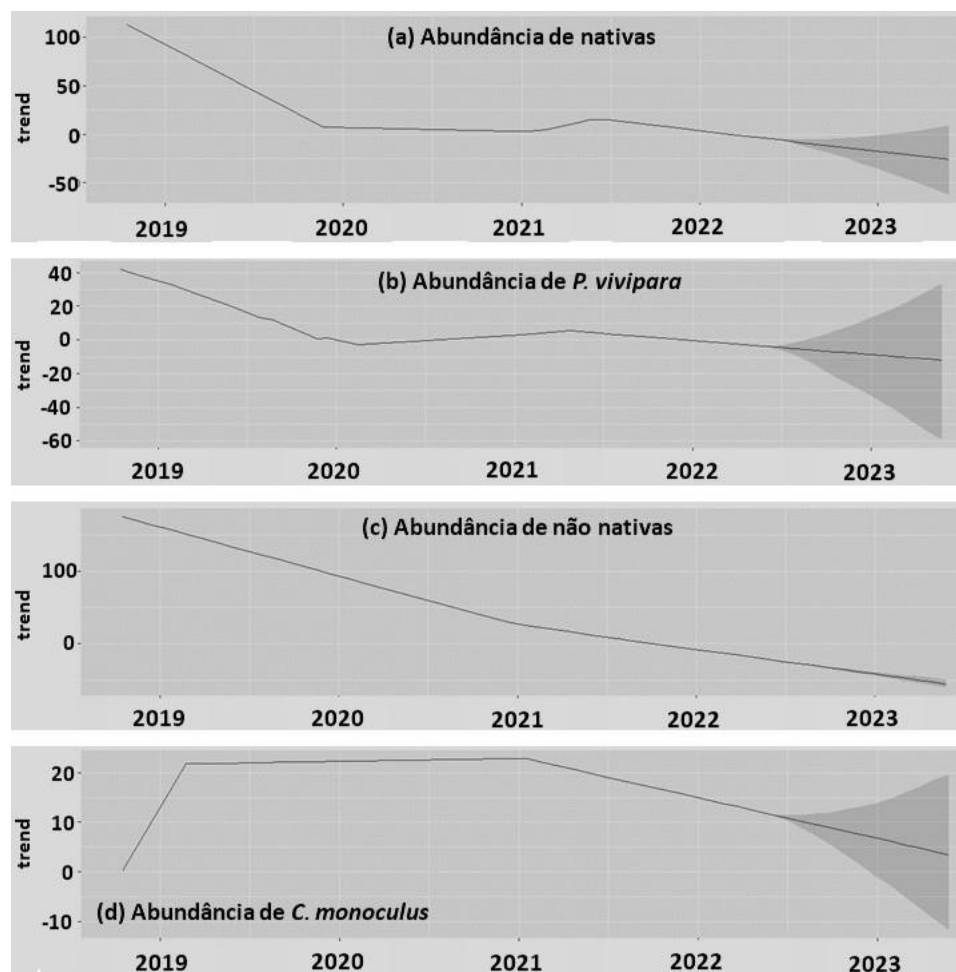


FIGURA 13. Tendências preditivas de abundância das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Óleo, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

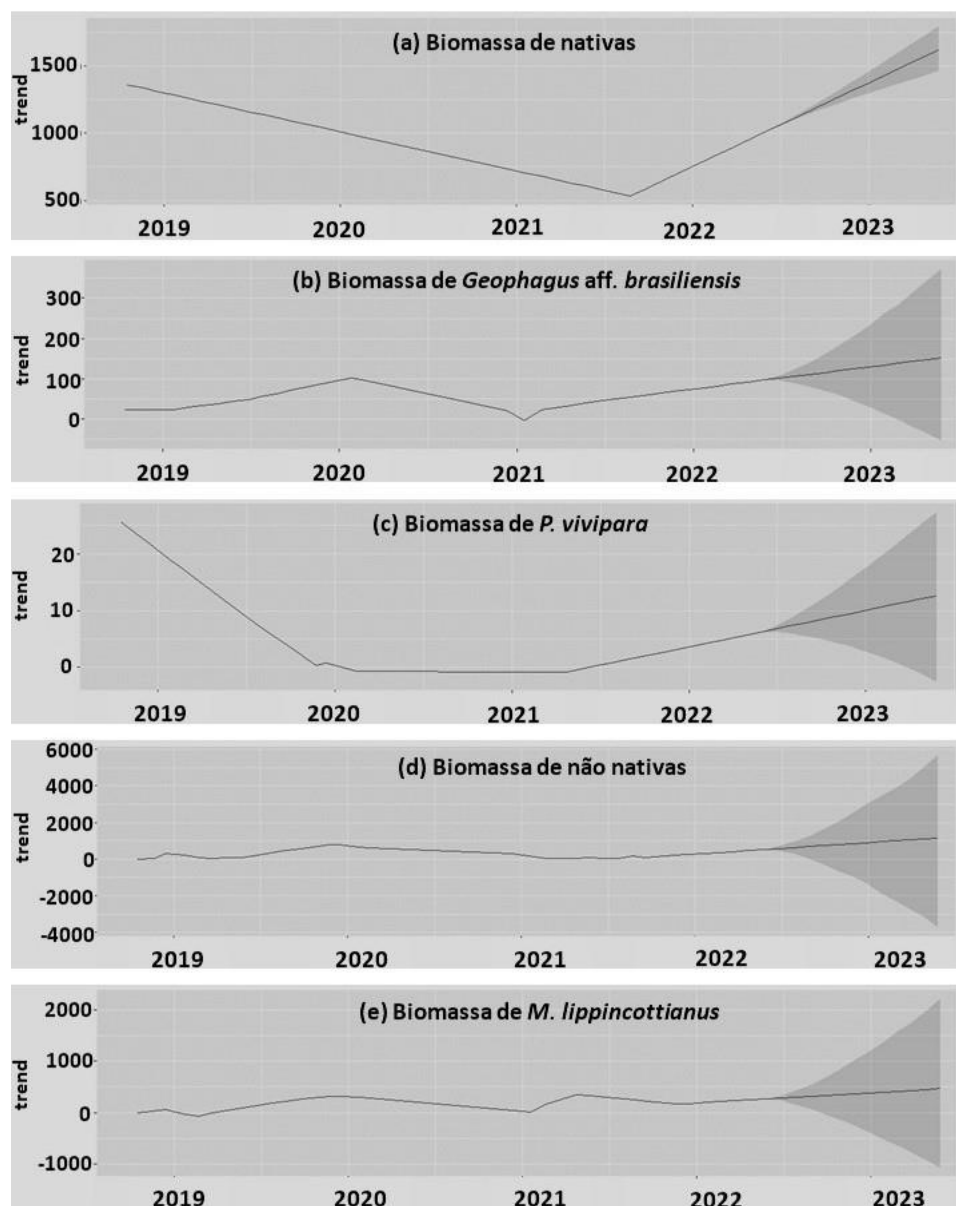


FIGURA 14. Tendências preditivas de biomassa das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago do Óleo, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Lago das Palmas

Nas análises temporais realizadas sobre o Lago das Palmas, quando considerados todos os petrechos, foi observada tendência de declínio de abundância geral entre o ano de 2020, momento em que se iniciaram as coletas neste ambiente, e a primeira metade de 2021, com aumento posterior

constante do indicador. As tendências de abundância encontradas para o Lago das Palmas refletiram, principalmente, a oscilação na abundância de espécies não nativas (46,73% da abundância geral) durante o monitoramento, que apresentaram comportamento de tendência similar ao da comunidade. Espécies nativas, por outro lado, apresentaram aumento constante de abundância (Figura 15).

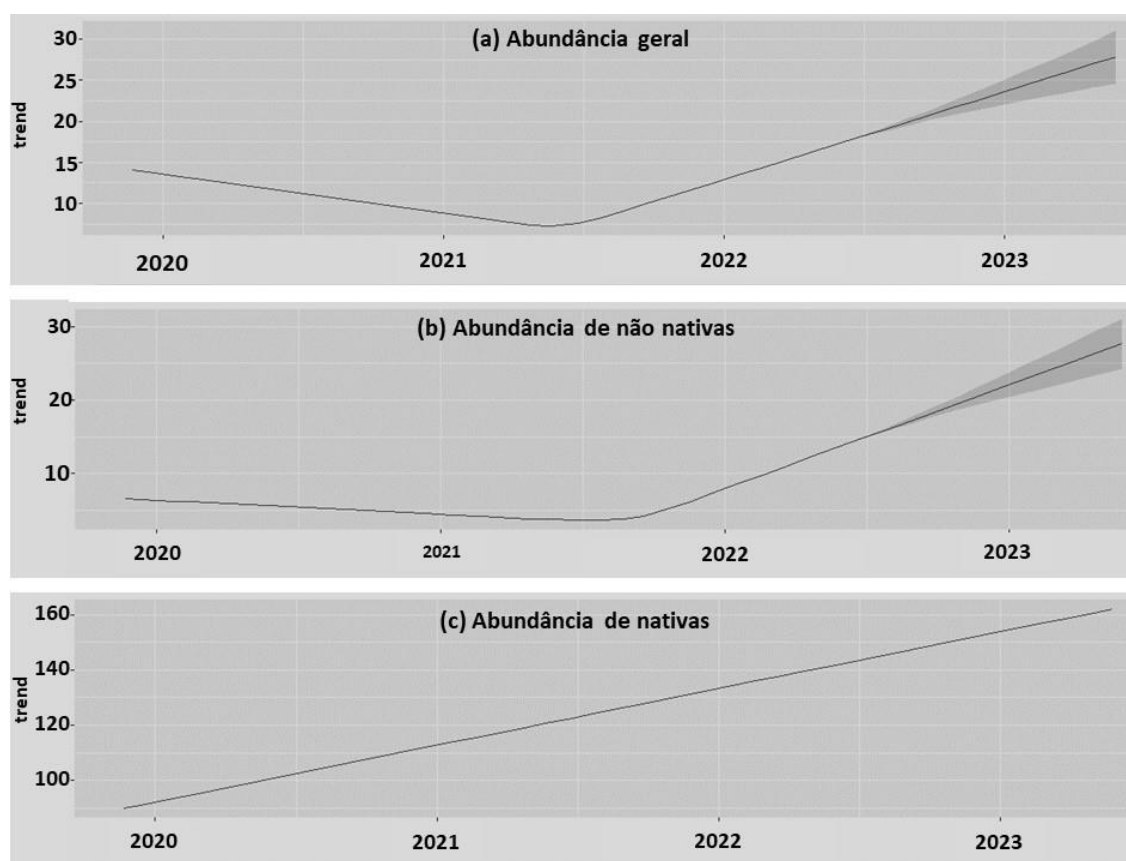


FIGURA 15. Tendências preditivas de abundância do Lago das Palmas, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Em relação à biomassa, as análises temporais da comunidade apontaram para aumento do indicador durante todo o monitoramento, sendo que, a partir de 2021, a comunidade apresentou

aumento mais acelerado de biomassa. As tendências encontradas para a comunidade refletiram, principalmente, a variação de biomassa de espécies não nativas (89,20% da biomassa geral) ao longo do monitoramento, que novamente apresentaram comportamento de tendência similar ao geral. Concomitantemente, espécies nativas apresentaram leve declínio no ano de 2020, aumento em 2021 e posterior declínio acelerado a partir de 2022 (Figura 16).

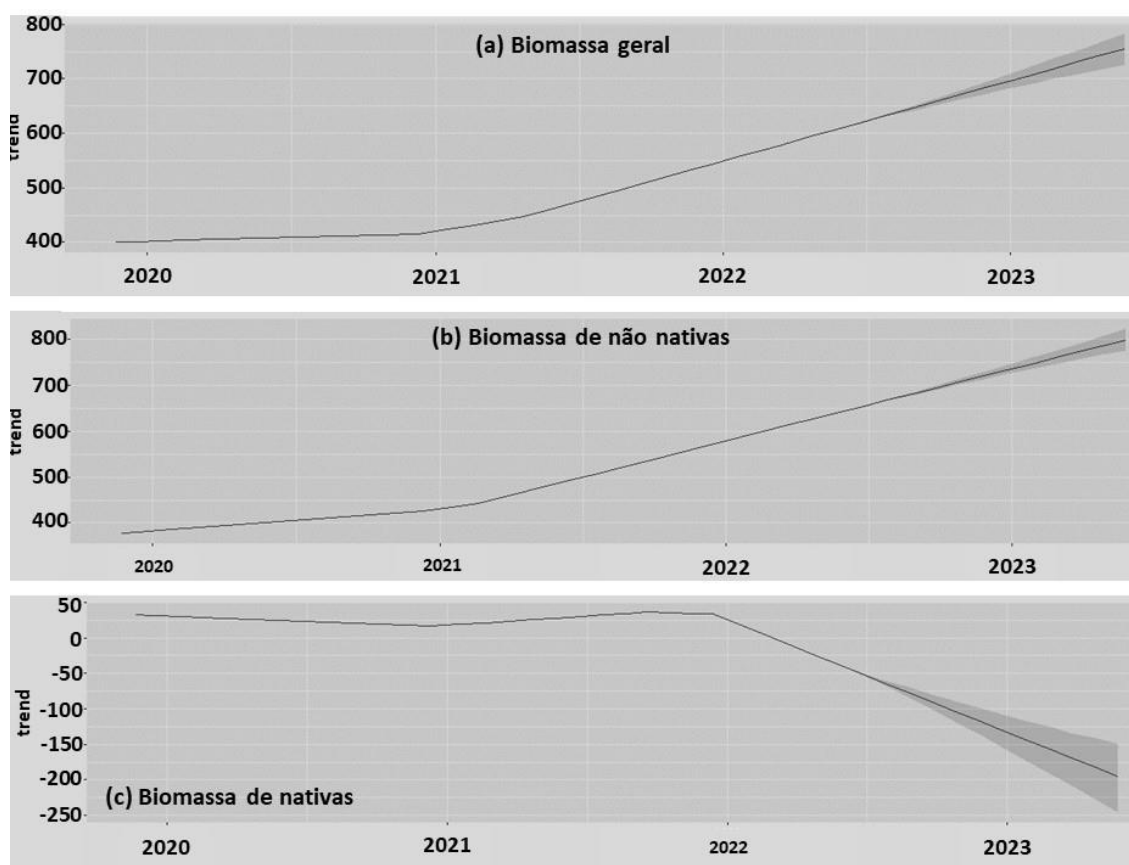


FIGURA 16. Tendências de biomassa do Lago das Palmas, localizado no Baixo Rio Doce, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

No Lago das Palmas, dentre as espécies analisadas, as que mais contribuíram para a abundância de nativas foram *L. grossidens* (4,91% da abundância geral) e *P. vivipara* (36,21% da abundância geral). Ambas espécies apresentaram aumento de abundância ao longo de todo o

monitoramento, porém *P. vivipara* se destacou por apresentar comportamento de tendência mais similar àquele encontrado para o grupo. Já em relação às espécies não nativas, as tendências de abundância parecem ter sido influenciadas por múltiplas espécies, porém, dentre as espécies analisadas, *H. littorale* (4,86% da abundância geral) foi a que mais contribuiu para as tendências, principalmente no aumento de abundância observado para o grupo a partir da metade de 2021. A espécie apresentou aumento do indicador durante todo o monitoramento, sendo que passou a apresentar aumento mais acelerado a partir de 2021 (Figura 17).

Em relação à biomassa, dentre as espécies nativas analisadas, *Geophagus aff. brasiliensis* (4,89% da biomassa geral) foi a que mais contribuiu para as tendências deste indicador, visto que apresentou comportamento de tendência muito similar à encontrada para o grupo. A espécie nativa *P. vivipara* contribuiu somente com o declínio de biomassa observado durante o ano de 2020. Dentre as espécies não nativas analisadas, as que mais contribuíram para as tendências do grupo foram *C. monoculus* (4,10% da biomassa geral) e *H. littorale* (12,85% da biomassa geral). A primeira apresentou aumento constante de biomassa desde o momento em que foi coletada pela primeira vez neste ambiente, em 2021. Já em relação à segunda espécie, foi observado aumento de biomassa desde o início do monitoramento, sendo que esta passou a apresentar aumento mais acelerado a partir de 2021 (Figura 18).

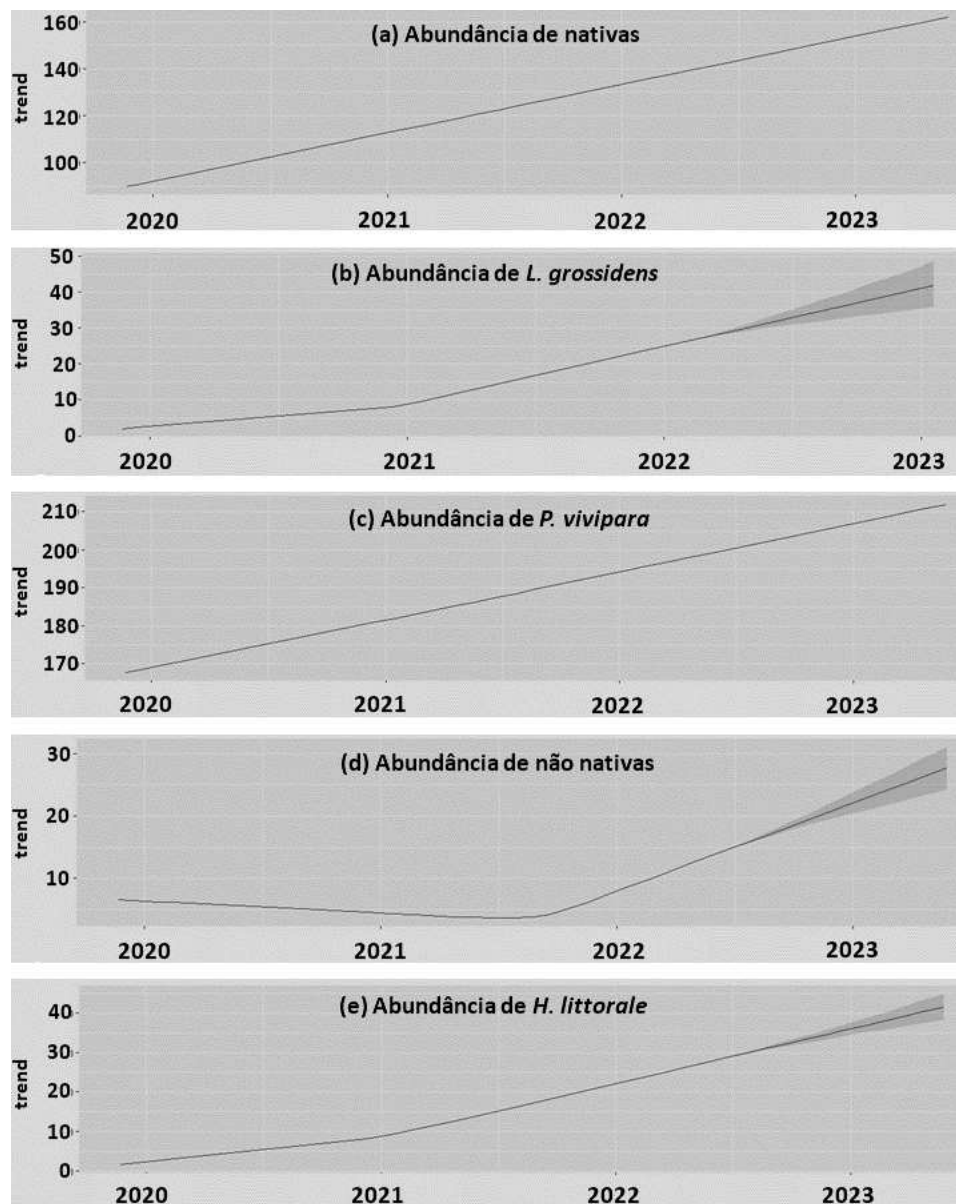


FIGURA 17. Tendências preditivas de abundância das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago das Palmas, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

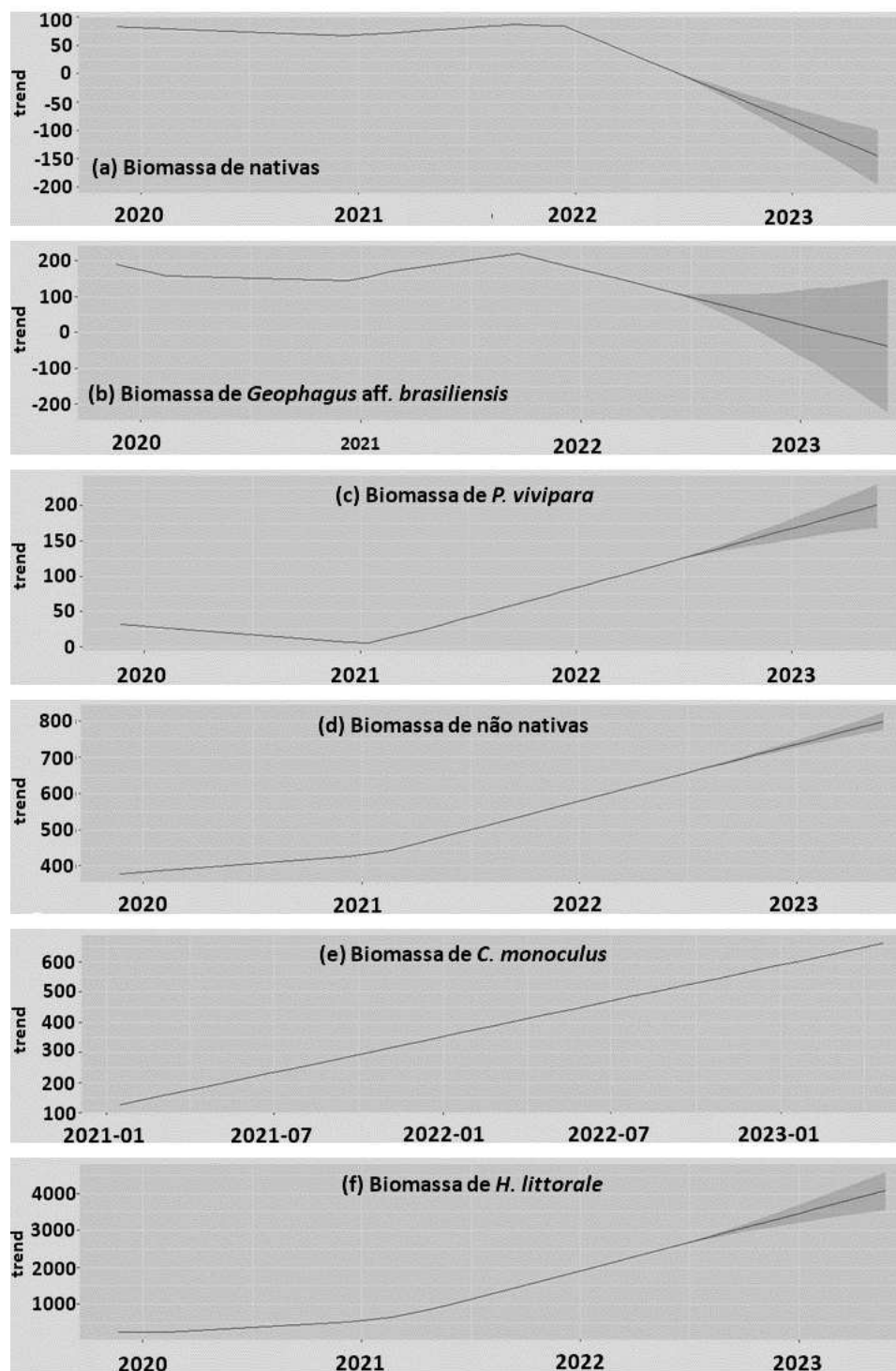


FIGURA 18. Tendências preditivas de biomassa das principais espécies nativas e não nativas, coletadas no Lago das Palmas, referentes às coletas realizadas entre outubro de 2018 a maio de 2022, considerando todos os petrechos de pesca utilizados. A área sombreada do gráfico representa o intervalo de confiança da previsão de tendência.

Discussão

Conforme proposto por Salvador et al. (2022), o Rio Doce foi recolonizado rapidamente após a passagem do rejeito de minério proveniente da queda da barragem de Fundão, potencialmente com espécies vindas dos seus tributários (Fernandes et al., 2016). Porém, sabe-se que a velocidade de recuperação das comunidades de ictiofauna após um impacto depende do grau do distúrbio sofrido (Matthews et al., 2013; Murry & Farrell, 2014; Rohr et al., 2021), o que torna a situação do Baixo Rio Doce, bem como das demais porções da bacia, ainda mais preocupante, diante da magnitude dos efeitos trazidos pelo rompimento da barragem. Fernandes et al. (2016) indicam, ainda, que a resiliência da biota nativa pode ser afetada pelo histórico de atividades antrópicas que há anos impactam a região da bacia, como por exemplo, pela regularização do regime de fluxo causada pelas 10 barragens instaladas nos entornos da bacia e pela introdução de espécies, que ocorre na região desde meados do século XX (Fragoso-Moura et al., 2016). Outros fatores que podem interferir na resiliência das espécies são as poluições crônicas trazidas pela disponibilização de metais que se depositaram no fundo dos cursos hídricos, a partir do revolvimento dos sedimentos em períodos chuvosos (Condini et al., 2022; Petesse et al., 2023). Nesse caso, as espécies mais propensas a serem diretamente afetadas são aquelas que apresentam hábitos bentônicos e, por isso, têm mais contato com o ambiente de fundo. Este grupo representa a maior parte da comunidade de ictiofauna do Baixo Rio Doce e, a partir dele, pode haver a introdução de metais na cadeia trófica, afetando outras espécies que são as mais prejudicadas devido à biomagnificação (PMBA, 2023).

Muitos cientistas propuseram uma definição para colapso ecossistêmico (Bland et al., 2017, 2018; Keith et al., 2013; Newton et al., 2021; Sato & Lindenmayer, 2018) e o consenso entre elas diz respeito à perda de características bióticas ou abióticas ao ponto em que a biota nativa não

é mais sustentada, ou seja, uma mudança que vá além da variabilidade natural de um ecossistema, que é intrinsecamente dinâmico. Portanto, um ecossistema afetado, como é o caso da calha do Baixo Rio Doce e dos três lagos em seu entorno, cujo espécies encontram dificuldades para recomporem suas comunidades, pode ser considerado um ecossistema em risco de colapso. A biota nativa é substancial, é o que define a identidade de um ecossistema e o que determina a dinâmica trófica e funcional deste (Bland et al., 2017). Diante dos fatos, se mostra urgente a avaliação de risco de colapso ecossistêmico no Baixo Rio Doce. A metodologia proposta por Bland et al. (2018) não pode ser aplicada neste estudo, pois este falharia no primeiro passo estipulado pelos autores, que requer definir o estado inicial do ecossistema, prévio aos impactos sofridos. Existem poucos dados prévios ao histórico de impactos antrópicos que abrangem a biodiversidade do Baixo Rio Doce (Carvalho et al., 2021). No entanto, o Baixo Rio Doce se enquadra em dois dos critérios estipulados pela Lista Vermelha de Ecossistemas da IUCN: o critério C, que diz respeito à degradação ambiental e critério D, que diz respeito à interrupção de processos e interações bióticas (Bland et al., 2017).

Um estudo realizado por Vieira (2010), no entanto, apresentou um levantamento da ictiofauna do Baixo Rio Doce prévio ao colapso da barragem de Fundão. Nesse levantamento foram registradas 53 espécies nativas e 18 espécies não nativas do Baixo Rio Doce, considerando apenas espécies exclusivamente de água doce (ou seja, não foram consideradas as espécies estuarinas e diádromas). Das espécies listadas no estudo de Vieira (2010), 33 das espécies nativas e 11 não-nativas foram coletadas no presente estudo. Além disso, 22 espécies nativas encontradas pelo autor não foram encontradas no monitoramento realizado neste estudo, apesar de outras 18 espécies nativas que foram encontradas em nossas coletas, não terem sido registradas por ele. Ademais, 9 espécies não nativas que não haviam sido encontradas por Vieira (2010), foram

encontradas em nossas coletas. Dentre elas, *Aequidens cf. plagiozonatus*, *C. monoculus*, *H. eques*, *M. lippincottianus* e *S. lepidota* apareceram entre as não nativas mais abundantes em pelo menos um dos ambientes aqui monitorados.

O esforço amostral distinto entre os estudos pode ser o responsável pelo fato de termos encontrado espécies nativas não encontradas por Vieira (2010). No entanto, o fato de não termos encontrado espécies nativas encontradas anteriormente por ele pode indicar que houve modificação na composição da ictiofauna no intervalo entre os estudos, refletindo os possíveis impactos agudos e crônicos ocasionados pela queda da barragem de Fundão, que podem ter magnificado aqueles pré-existentes, como por exemplo a presença de espécies não nativas na região (Petesse et al., 2023).

Análises de séries temporais

Os resultados das análises de séries temporais apontaram para a perda de integridade íctica nativa em todos os ambientes monitorados, já que houve declínio de ao menos um dos indicadores de conservação monitorados, sendo eles abundância e biomassa, para o grupo de espécies nativas.

Calha do Baixo Rio Doce

Apesar de ter sido observado aumento de abundância de espécies nativas a partir de 2021, foi detectado declínio de biomassa deste grupo de espécies desde 2020, além de aumento deste último indicador para o grupo de espécies não nativas. Portanto, foi observada uma alteração no indicador de biomassa de espécies nativas, evidenciando uma perda de integridade íctica nativa. Alterações no mesmo indicador foram observadas também para espécies não nativas, colocando em risco a variabilidade natural da calha do Baixo Rio Doce.

Deuterodon cf. intermedius e *P. adspersus* foram as espécies nativas que mais contribuíram para o aumento de abundância do grupo. A segunda foi classificada pelo PMBA como insetívora e se alimentou majoritariamente de insetos aquáticos, enquanto a primeira espécie apresentou alteração na dieta ao longo do monitoramento: inicialmente ela explorou igualmente diferentes recursos alimentares e, ao longo do tempo, apresentou em seu conteúdo estomacal cada vez mais insetos aquáticos (PMBA, 2020, 2021, 2023). Isso pode sugerir que esta guilda trófica pode estar sendo favorecida neste ambiente. Porém, o declínio de biomassa observado para *Deuterodon cf. intermedius*, bem como para *P. vivipara*, podem sugerir que essas espécies podem estar sofrendo adaptações fenotípicas e/ou alterando suas alocações energéticas, de forma a favorecer sua sobrevivência, em resposta aos impactos ambientais ocasionados pela passagem do rejeito e pela presença de espécies não nativas.

Em relação ao grupo de não nativas, as espécies que se destacaram foram *O. niloticus* e *P. maculatus*. A primeira espécie não nativa apresenta tolerância ambiental ampla, o que a torna capaz de se estabilizar em ambientes impactados, como é o caso do Baixo Rio Doce; promove eutrofização em reservatórios tropicais, podendo afetar espécies mais sensíveis à variações bióticas e abióticas; e afeta diretamente a biota nativa por meio de competição por recursos, com comportamento agressivo com outros peixes, o que pode fazer com que espécies nativas tenham que adaptar traços de história de vida como, por exemplo, comportamentos reprodutivos (Ishikawa et al., 2013; Njiru et al., 2004; Peterson et al., 2004). A espécie obteve seu maior sucesso na calha do Baixo Rio Doce no início do monitoramento, já que apresentou declínio gradual dos indicadores de abundância e biomassa a partir de 2020. Contudo, devido às características competitivas da espécie, o sucesso observado para *O. niloticus* até 2020 pode ter contribuído para diminuição de biomassa observado para espécies nativas nesse mesmo período. A segunda espécie não nativa, *P.*

maculatus, é oportunista e apresenta grande plasticidade alimentar com tendência à piscivoria, sendo capaz de se alimentar de presas de tamanhos variados e pertencentes a diferentes estratos na coluna d'água (Hahn & Fugi, 2007; Lolis & Andrian, 1996; Lourenço et al., 2007; Ramos et al., 2011; Y. Sato et al., 1999). De acordo com dados divulgados pelo PMBA (2020, 2022, 2023), foram encontrados no conteúdo estomacal de *P. maculatus* predominantemente peixes (cerca de 40%) mas, também, material vegetal e crustáceos. Apesar da espécie ter apresentado declínio de abundância, apresentou aumento de biomassa e, diante desse comportamento de tendência, somado com seus traços de história de vida, a espécie pode estar ameaçando a fauna nativa tanto por competição por recursos, quanto pela predação de espécimes pequenos.

Lago do Limão

O declínio de abundância e biomassa gerais observado nesse ambiente, reflexo majoritariamente do declínio de espécies nativas, evidencia a perda de integridade íctica nativa, enquanto o aumento de abundância de espécies não nativas durante o ano de 2019 e a partir da segunda metade de 2021, aponta para uma possível substituição de espécies. Tal comportamento pode ser visto como uma alteração nos indicadores de abundância e biomassa, de espécies nativas e não nativas, que definem a variabilidade natural do ecossistema do Lago do Limão.

Dentre as espécies analisadas nesse ambiente, duas chamaram atenção por compartilharem a mesma guilda trófica, sendo elas a nativa *Geophagus aff. brasiliensis* e a não nativa *H. eques*, classificadas como insetívoras no Baixo Rio Doce (PMBA, 2020, 2021, 2023). O comportamento das tendências de abundância e biomassa encontrados para ambas espécies sugerem que elas podem estar competindo por recursos e estar, conseqüentemente, impactando uma à outra. Outra espécie que chamou atenção foi a nativa *P. vivipara*, que apresentou declínio de abundância

durante todo monitoramento, porém, em relação à biomassa, a espécie apresentou declínio do indicador até 2021, a partir de quando passou a apresentar aumento constante do indicador. O padrão de declínio em abundância e aumento de biomassa observado para *P. vivipara* já foi encontrado em estudos com peixes e outros táxons, cujos resultados apontam que, em locais em há uma alta taxa de predação, a população de presas tende a reduzir em número, porém seus indivíduos tendem a exibir maior tamanho corporal, provavelmente devido à maior quantidade de recursos alimentares disponível no ambiente (Ver Rius et al., 2019). Além disso, uma alta taxa de predadores pode desencadear modificações de comportamentos reprodutivos da espécie *P. vivipara*, regulação que pode explicar o declínio de abundância da espécie. Tais comportamentos podem colocar espécimes de *P. vivipara* em destaque, de forma a atrair predadores, aumentando o risco de mortalidade da espécie para (Sih, 1994).

Lago do Óleo

Os resultados desse ambiente indicaram aumento de biomassa de espécies nativas e também de não nativas após 2021. Em contraste, apontaram majoritariamente para declínio de abundância de ambos grupos de espécies. Tal comportamento evidencia um ambiente em desequilíbrio, com alteração nos indicadores de abundância e biomassa, de espécies nativas e não nativas, que definem a variabilidade natural do Lago do Óleo. Não foi possível estabelecer uma relação causal entre as tendências dos indicadores de abundância e biomassa encontradas para o Lago do Óleo e o fato de este ser o único ambiente lântico que apresentou maior número de espécies nativas quando comparadas com não nativas.

Nesse ambiente, o contraste de aumento de biomassa e declínio de abundância para ambos os grupos sugere que a presença de não nativas pode não ser o principal fator limitante no ambiente.

Possivelmente fatores abióticos estão causando mudanças fenotípicas e/ou de história de vida nas espécies, resultado do histórico de impactos antrópicos na região, potencialmente magnificado pela contaminação ocasionada pela queda da barragem de Fundão.

A espécie nativa *P. vivipara* foi uma das espécies analisadas que mais chamou atenção, pois apresentou o mesmo comportamento de tendência observado para ambos grupos de espécie, de aumento de biomassa e declínio de abundância, padrão que foi observado para a espécie também no Lago do Limão, e que podem indicar mudanças fenotípicas e comportamentais da espécie (Rius et al., 2019, Sih, 1994). Já em relação à não nativas, a principal espécie responsável pelo aumento de biomassa do grupo foi *M. lippincottianus*, que foi uma das espécies com maior taxa de recrutamento nos ambientes lênticos durante o monitoramento realizado pelo PMBA (PMBA, 2023). Estudos apontaram para a relação entre o estabelecimento da espécie *M. lippincottianus* e a construção de barragens hidrelétricas (Assis et al., 2017; D`avilla; Costa-Neto & Brito, 2021) e é possível que haja a mesma relação no Baixo Rio Doce. Além do Lago do Óleo, esta espécie foi apontada dentre as mais abundantes em todos os ambientes monitorados neste estudo.

Lago das Palmas

Os resultados encontrados para este ambiente apontam para maior sucesso de espécies não nativas, que foram as que mais contribuíram para as tendências gerais dos indicadores analisados: ambos os grupos apresentaram aumento da abundância, porém, enquanto as não nativas apresentaram aumento de biomassa, espécies nativas apresentaram declínio do indicador durante o ano de 2020 e após 2022. Tal comportamento pode ser visto como uma alteração nos indicadores de abundância e biomassa de espécies nativas e não nativas, que definem a variabilidade natural

do Lago das Palmas. Foi observado perda de integridade íctica ativa e possível processo de substituição de espécies.

Nesse ambiente, o aumento de abundância do grupo de nativas foi causado principalmente pelo aumento na abundância de duas espécies: *L. grossidens* e *P. vivipara*. De acordo com dados disponibilizados pelo PMBA (2020, 2021, 2023), a primeira espécie apresentou em seu conteúdo estomacal recursos vegetais, insetos aquáticos e terrestres e, portanto, o aumento de abundância encontrado para a espécie pode estar relacionado à sua plasticidade alimentar. A segunda espécie nativa, *P. vivipara*, apresentou neste ambiente tendência de aumento de ambos indicadores, e isso provavelmente se deve ao fato de esta ser uma espécie que explora recursos no estrato bentônico. De fato, a guilda bentônica é favorecida no Baixo Rio Doce, devido ao histórico de uso da água e do solo, que causou assoreamento dos recursos hídricos da região, fazendo com que haja mais recursos alimentares nos ambientes de fundo (PMBA, 2023).

O mesmo comportamento de tendência foi observado para a não nativa *H. littorale*, que também explora recursos no estrato bentônico. Esta última espécie, juntamente com *C. monoculus*, foram as espécies não nativas que mais contribuíram para o aumento de biomassa do grupo de não nativas. Um estudo observou uma possível facilitação entre as espécies *H. littorale*, *C. kelberi* e *P. nattereri*, no qual as duas últimas, classificadas como piscívoras, se alimentaram de espécies que competem por recursos com *H. littorale* (Lima; Latini, 2016). *Cichla monoculus*, assim como *C. kelberi*, é uma espécie predadora visual voraz (Moi et al., 2021) e, portanto, pode também estar facilitando o estabelecimento de *H. littorale*. Já *P. nattereri*, apesar de não ter sido encontrada como uma das principais espécies responsáveis pelas tendências de abundância e biomassa no Lago das Palmas, foi uma das não nativas mais abundantes neste ambiente. Um fator que corrobora a existência dessa facilitação é o fato de que *H. littorale* passou a apresentar aumento mais

acelerado de abundância e biomassa a partir de 2021, quando *C. monoculus* passou a ser coletada neste ambiente, tendo esta última apresentado aumento constante de biomassa desde então. Ademais, o declínio de biomassa de *Geophagus* aff. *brasiliensis* também corrobora com a suposição anterior, já que esta é uma espécie que compete por recursos alimentares com *H. littorale* (PMBA, 2020, 2021, 2023).

Para além das tendências gerais

Apesar de não aparecerem como espécies que mais contribuíram para as tendências de abundância e biomassa gerais dos ambientes monitorados, quando considerados todos os petrechos, *P. nattereri* esteve entre as espécies não nativas mais abundantes em todos os ambientes e *C. kelberi* não apareceu como uma das espécies não nativas mais abundantes somente no Lago das Palmas. Alguns estudos realizados em períodos pré e pós-desastre apontaram para a presença problemática dessas espécies não nativas, já estabelecidas no médio curso do rio Doce, e que foram encontradas também no baixo curso (Fragoso-Moura et al., 2016; Pompeu; Godinho, 2001; Vieira, 2010). Essas espécies são piscívoras, topos de cadeia alimentar, possuem cuidado parental, o que permite que sejam altamente adaptáveis em ambientes impactados (Fragoso-Moura et al., 2016; Latini; Petrere, 2004; Lima; Latini, 2016). Tais características fazem com que essas espécies sejam grandes ameaças à fauna nativa, tanto por predação, quanto por competição com espécies carnívoras e/ou piscívoras nativas que, de acordo com dados do PMBA (2023), apresentaram declínio de abundância na calha do Baixo Rio Doce.

Conclusão

O histórico de ameaças trazidas pela ação humana evidentemente tem ocasionado prejuízos à fauna nativa do Baixo Rio Doce, colocando em xeque a conservação dos ecossistemas da região. As comunidades de ictiofauna dos quatro ambientes monitorados apresentaram variações em sua composição ao longo do tempo, nas quais, em sua maioria, espécies não nativas foram favorecidas. Foi observada tendência de declínio de ao menos um dos indicadores de conservação no grupo de nativas em todos os ambientes monitorados, o que confirma que a integridade da biota íctica nativa está sob ameaça. Portanto, ao comparar as tendências de abundância e biomassa de espécies nativas e não nativas dos diferentes ambientes monitorados, foi observado que todos eles apresentaram sintomas que nos permitem sugerir que os ecossistemas do Baixo Rio Doce apresentam estado de colapso.

É de conhecimento geral que a presença de espécies não nativas é uma das principais ameaças à biota nativa nos ecossistemas de água doce e foram observados múltiplos indícios de que a presença destas, assim como o aumento na sua abundância e/ou biomassa, estão intimamente relacionados ao declínio espécies nativas no Baixo Rio Doce. Contudo, está claro que existem outros fatores, bióticos e/ou abióticos, e processos ecológicos, por trás dos prejuízos observados na fauna íctica nativa do Baixo Rio Doce, que ainda precisam ser melhor detalhados e analisados para completa elucidação do cenário ecossistêmico local. Diante disso, é necessário o monitoramento contínuo e multidimensional do Baixo Rio Doce, assim como das demais porções da bacia, englobando parâmetros bióticos e abióticos. Assim, torna-se possível a compreensão dos efeitos crônicos, e a longo prazo, dos impactos gerados à ictiofauna local pela soma de impactos históricos e pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG, subsidiando ações rápidas e eficazes de mitigação. Além disso, o constante monitoramento permite a ampliação do

conhecimento acerca da biodiversidade da região, munindo futuros pesquisadores e tomadores de decisão em prol da conservação da bacia do Rio Doce.

Referências

Agencia Nacional de Aguas. (2015). Encarte Especial Sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da Barragem em Mariana/MG. 125.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Júlio, H. F. (2006). Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: Unidades de Conservação. *Unidades de Conservação*, 95–117. <https://revistas.ufrj.br/index.php/rce/article/download/1659/1508%0Ahttp://hipatiapress.com/hpjournals/index.php/qre/article/view/1348%5Cnhttp://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09500799708666915%5Cnhttps://mckinseysociety.com/downloads/reports/Educa>

Benitez, J. P., Dierckx, A., Rimbaud, G., Matondo, B. N., Renardy, S., Rollin, X., Gillet, A., Dumonceau, F., Poncin, P., Philippart, J. C., & Ovidio, M. (2022). Assessment of Fish Abundance, Biodiversity and Movement Periodicity Changes in a Large River over a 20-Year Period. *Environments* - MDPI, 9(2), 1–22. <https://doi.org/10.3390/environments9020022>

Bland, L. M., Keith, D. A., Miller, R. M., Murray, N. J., & Rodríguez, J. P. (2017). Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1 (Issue January). <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2016.rle.3.en>

Bland, L. M., Rowland, J. A., Regan, T. J., Keith, D. A., Murray, N. J., Lester, R. E., Linn, M., Rodríguez, J. P., & Nicholson, E. (2018). Developing a standardized definition of ecosystem

- collapse for risk assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(1), 29–36.
<https://doi.org/10.1002/fee.1747>
- Carvalho, R. M. de, Gomes, V. A. do P., Jankowsky, M., & Freitas, R. R. de. (2021). Estudos Ambientais Da Bacia Do Rio Doce No Contexto Pré E Pós-Rompimento Da Barragem De Rejeitos De Mineração. *Brazilian Journal of Production Engineering - BJPE*, 6(8), 63–84.
<https://doi.org/10.47456/bjpe.v6i8.33947>
- CBH Doce. (2005). Diagnóstico Consolidado da Bacia: Versão Final.
- Coelho, A. L. N. (2006). Situação Hídrico-Geomorfológica Da Bacia Do Rio Doce Com Base Nos Dados Da Série Histórica De Vazões Da Estação De Colatina - Es. *Caminhos de Geografia*, 7(19), 56–79. <https://doi.org/10.14393/rcg71915489>
- Coelho, A. L. N. (2008). Estudo Temporal dos Segmentos Fluviais a Jusante das UHEs de Aimorés e Mascarenhas no Baixo Rio Doce – Brasil.
- Coelho, A. L. N. (2009). Bacia hidrográfica do Rio Doce(MG/ES):uma análise socioambiental integrada. *Revista Geografares*, 7, 131–146. <https://doi.org/10.7147/geo7.156>
- Condini, M. V., Pichler, H. A., de Oliveira-Filho, R. R., Cattani, A. P., Andrades, R., Vilar, C. C., Joyeux, J. C., Soeth, M., De Biasi, J. B., Eggertsen, L., Dias, R., Hackradt, C. W., Félix-Hackradt, F. C., Chiquieri, J., Garcia, A. M., & Hostim-Silva, M. (2022). Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world’s largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of the Total Environment*, 807(October 2021). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150987>

- Crespin, S. J., & Simonetti, J. A. (2015). Predicting ecosystem collapse: Spatial factors that influence risks to tropical ecosystems. *Austral Ecology*, 40(4), 492–501. <https://doi.org/10.1111/aec.12209>
- de Souza, C. P., Rodrigues-Filho, C. A. de S., Barbosa, F. A. R., & Leitão, R. P. (2021). Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19(3), 1–18. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0033>
- Díaz, S., & Malhi, Y. (2022). Biodiversity: Concepts , Patterns , Trends , and Perspectives. *Annual Review of Environment and Resources*.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. a. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Dutra, P. R. (2018). *Rompimento Da Barragem De Fundão Em Mariana/Mg Com Enfãse Em Recursos Hídricos*.
- Fernandes, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Dales, K., Boesche, N., Bustamante, M., Carvalho, F. A., Carvalho, D. C., Dirzo, R., Fernandes, S., Galetti, P. M., Millan, V. E. G., Mielke, C., Ramirez, J. L., Neves, A., Rogass, C., Ribeiro, S. P., Scariot, A., & Soares-Filho, B. (2016). Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza e Conservacao*, 14(2), 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>

- Fernandes, R. (2009). Efeitos da regulação do nível hidrométrico sobre a dinâmica temporal de espectros de tamanho de peixes de um reservatório neotropical. 35.
- Flitcroft, R., Cooperman, M. S., Harrison, I. J., Juffe-Bignoli, D., & Boon, P. J. (2019). Theory and practice to conserve freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1013–1021. <https://doi.org/10.1002/aqc.3187>
- Fragoso-Moura, E. N., Oporto, L. T., Maia-Barbosa, P. M., & Barbosa, F. A. R. (2016). Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. *Brazilian Journal of Biology*, 76(1), 18–27. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.07914>
- Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*, 76(4), 751–786. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x>
- Hahn, N. S., & Fugi, R. (2007). Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(04), 469–480. <https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.01>
- Hocama, G. S. (2015). Aplicação de Modelos de Abundância de Espécies como Indicadores de Mudanças na Estrutura da Comunidade de Peixes da Baía da Babitonga (SC). <https://doi.org/10.1145/3132847.3132886>
- Hora, A. M., Dias, C. A., & Guedes, G. R. (2012). Bacia Hidrográfica do Rio Doce: do processo de territorialização à atual importância econômica no cenário estadual. 0–16.

- Hora, A. M., Dias, C. A., Guedes, G. R., Costa, A. S. V. da, & Júnior, M. J. F. (2012). Da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais. *Território, Mobilidade Populacional E Ambiente*, 201–234.
- Irz, P., Odion, M., Argillier, C., & Pont, D. (2006). Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: Can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquatic Sciences*, 68, 109–116. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0812-3>
- Ishikawa, T., Shimose, T., & Tachihara, K. (2013). Life history of an invasive and unexploited population of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and geographical variation across its native and non-native ranges. *Environmental Biology of Fishes*, 96(5), 603–616. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0050-1>
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1930). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106(September 1989), 110–127. http://ftp.cs.ru.nl/toinesmits/Recommended_readings_IWRM_2009/Water_Ecomorphological_principles/1989JunkThe_flood_pulse_concept_in.pdf
- Keith, D. A., Rodríguez, J. P., Rodríguez-Clark, K. M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E. G., Benson, J. S., Bishop, M. J., Bonifacio, R., Brooks, T. M., Burgman, M. A., Comer, P., Comín, F. A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., ... Zambrano-Martínez, S. (2013). Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLoS ONE*, 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>
- Latini, Anderson O., Lima-Junior, D. P., Giacomini, H. C., Latini, R. O., Resende, D. C., Espírito-Santo, H. M. V., Barros, D. F., & Pereira, T. L. (2004). Alien fishes in lakes of the Doce

- river basin (Brazil): Range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana*, 5(2), 135–142. <https://doi.org/10.35699/2675-5327.2004.22015>
- Latini, Anderson Oliveira, & Petrere, M. (2004). Reduction of a native fish fauna by alien species: An example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11(2), 71–79. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00372.x>
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510–1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>
- Lima, D. P., & Latini, A. O. (2016). Facilitation underpinning the success of the nonnative catfish *Hoplosternum littorale* (Callichthyidae) in lakes of the Middle Doce River Basin, southeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity*, 12(1), 27–38. <https://doi.org/10.35699/2675-5327.2016.23852>
- Lolis, A. A., & Andrian, I. de F. (1996). Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. *B. Inst. Pesca*, 23(único), 187–202.
- Lourenço, E., Hahn, S., & Fugi, R. (2007). Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 387–394.
- Marcuzzo, Francisco F. N. Romero, V., Cardoso, M. R. D., & Pinto Filho, R. (2011). Detalhamento hidromorfológico da bacia do Rio Doce. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campus II, 1–20.

- Matthews, W. J., Marsh-Matthews, E., Cashner, R. C., & Gelwick, F. (2013). Disturbance and trajectory of change in a stream fish community over four decades. *Oecologia*, 173(3), 955–969. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2646-3>
- Moi, D. A., Alves, D. C., Figueiredo, B. R. S., Antiqueira, P. A. P., Teixeira de Mello, F., Jeppesen, E., Romero, G. Q., Mormul, R. P., & Bonecker, C. C. (2021). Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. *Science of the Total Environment*, 769. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144524>
- Mor, J.-R., Ciampittiello, M., Brignone, S., Jeppesen, E., & Volta, P. (2022). Fish communities in Italian sub-alpine lakes: Non-native species and anthropogenic pressures increase community dissimilarities. *Science of The Total Environment*, 832(April), 154959. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154959>
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: Empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78(1–2), 149–161. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00024-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00024-9)
- Murry, B. A., & Farrell, J. M. (2014). Resistance of the size structure of the fish community to ecological perturbations in a large river ecosystem. *Freshwater Biology*, 59(1), 155–167. <https://doi.org/10.1111/fwb.12255>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., ... Purvis, A.

- (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Newton, A. C., Britton, R., Davies, K., Diaz, A., Franklin, D. J., Herbert, R. J. H., Hill, R. A., Hodder, K., Jones, G., Korstjens, A. H., Lamb, A., Olley, J., Pinder, A. C., Roberts, C. G., & Stafford, R. (2021). Operationalising the concept of ecosystem collapse for conservation practice. *Biological Conservation*, 264(September), 109366. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109366>
- Njiru, M., Okeyo-Owuor, J. B., Muchiri, M., & Cowx, I. G. (2004). Shifts in the food of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.) in Lake Victoria, Kenya. *African Journal of Ecology*, 42(3), 163–170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2004.00503.x>
- Oo, Z. Z., & Phyu, S. (2020). Time Series Prediction Based on Facebook Prophet: A Case Study, Temperature Forecasting in Myintkyina. *International Journal of Applied Mathematics Electronics and Computers*, 8(4), 263–267. <https://doi.org/10.18100/ijamec.816894>
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., ... Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496–1501. <https://doi.org/10.1126/science.1196624>
- Peterson, M. S., Slack, W. T., Brown-Peterson, N. J., & McDonald, J. L. (2004). Reproduction in nonnative environments: Establishment of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*, in coastal Mississippi watersheds. *Copeia*, 2004(4), 842–849. <https://doi.org/10.1643/CE-04-134R1>

- Pettesse, M. L., Pomaro, S. B., & Campanha, P. M. G. (2023). Are fish assemblages recovering after the huge disaster of mining tailing dam collapse in Mariana (Brazil-MG)? *Environmental Monitoring and Assessment*, 195. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11883-6>
- PMBA. (2020). Relatório Anual 2020 do PMBA/Fest-RRDM Evolução Espaço-temporal na Qualidade Ambiental e na Biodiversidade no Ambiente Dulcícola.
- PMBA. (2021). Relatório Anual 2021 do PMBA/Fest-RRDM RT-39B - Evolução Espaço Temporal na Qualidade Ambiental e na Biodiversidade no Ambiente Dulcícola.
- PMBA. (2023). Material Suplementar Ambiente Dulcícola Tema: Ictiofauna, Ictioplâncton e Macroinvertebrados. In Rt-44/ Nov 23.
- Poff, N. L. R. (1997). Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2), 391–409. <https://doi.org/10.2307/1468026>
- Ramos, I. P., Vidotto-magnoni, A. P., Brandão, H., David, G. S., & Carvalho, E. D. (2011). Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae) from Paraná basin: a review.
- Rius, B. F., Petry, A. C., Langerhans, R. B., Figueiredo-Barros, M. P., Bozelli, R. L., Honda, L. K., Nova, C. C., & Araújo, M. S. (2019). Correlates of life-history variation in the livebearing fish *Poecilia vivipara* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) inhabiting an environmental gradient. *Biological Journal of the Linnean Society*, 126(3), 436–446. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/bly208>

- Rohr, J. M., Meiners, S. J., Thomas, T. D., & Colombo, R. E. (2021). Recovery of riverine fish assemblages after anthropogenic disturbances. *Ecosphere*, 12(4). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3459>
- Sala, O. E., Armesto, J. J., Berlow, E., Dirzo, R., Huber-sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(March), 1770–1774.
- Salvador, G. N., Montag, L. F. A., Hughes, R. M., Almeida, S. M., Prudente, B. S., Pessali, T. C., Barroso, T. A., Cianciaruso, M. V., Ligeiro, R., Juen, L., & Carlucci, M. B. (2022). Influences of multiple anthropogenic disturbances coupled with a tailings dam rupture on spatiotemporal variation in fish assemblages of a tropical river. *Freshwater Biology*, 67(10), 1708–1724. <https://doi.org/10.1111/fwb.13967>
- Santolin, C. V. A., Ciminelli, V. S. T., Nascentes, C. C., & Windmöller, C. C. (2015). Distribution and environmental impact evaluation of metals in sediments from the Doce River Basin, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1235–1248. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4115-2>
- Santos, A. B. I., de Freitas Terra, B., & Araújo, F. G. (2010). Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, 27(5), 732–740. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000500010>
- Sato, C. F., & Lindenmayer, D. B. (2018). Meeting the Global Ecosystem Collapse Challenge. *Conservation Letters*, 11(1), 1–7. <https://doi.org/10.1111/conl.12348>

- Sato, Y., Fenerich-Verani, N., Verani, J. R., Godinho, H. P., & Sampaio, E. V. (1999). Reproductive traits of the yellow-mandi catfish *Pimelodus maculatus* Lacépède (Osteichthyes, Siluriformes) in captive breeding. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(4), 981–986. <https://doi.org/10.1590/s0101-81751999000400006>
- Sih, A. (1994). Predation risk and the evolutionary ecology of reproductive behaviour. *Journal of Fish Biology*, 45(Supplement A), 111–130. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01087.x>
- Sosa-López, A., Mouillot, D., Do Chi, T., & Ramos-Miranda, J. (2005). Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: An application to the Terminos coastal lagoon, Mexico. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3), 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.12.004>
- Souza, C. P., Rodrigues-Filho, C. A. de S., Barbosa, F. A. R., & Leitão, R. P. (2021). Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19(3), 1–18. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0033>
- Sposito, E. C. (2021). *Uso e Cobertura do Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): Inter-relações Para a Governança.*
- Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., Pletterbauer, F., & Hering, D. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: A review. *Hydrobiologia*, 696(1), 1–28. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1183-0>

- Vaneli, B. P., Araújo, E. M. de S., de Oliveira, D. B. H. S., Spagnol, I. T., & Teixeira, E. C. (2022). Conceptual model to analyze the effects caused by technological disaster on the physical-chemical state of the lower Doce River waters, Brazil. *Science of the Total Environment*, 809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152168>
- Vieira, F. (2010). Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. *MG BIOTA*, 2(5), 5–22.
- Visconti, P., Bakkenes, M., Baisero, D., Brooks, T., Butchart, S. H. M., Joppa, L., Alkemade, R., Di Marco, M., Santini, L., Hoffmann, M., Maiorano, L., Pressey, R. L., Arponen, A., Boitani, L., Reside, A. E., van Vuuren, D. P., & Rondinini, C. (2016). Projecting Global Biodiversity Indicators under Future Development Scenarios. *Conservation Letters*, 9(1), 5–13. <https://doi.org/10.1111/conl.12159>
- Vitousek, P. (1994). Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7), 1861–1876.
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10(2–4), 159–168. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450100211>
- Zorzal-Almeida, S., & Fernandes, V. de O. (2021). Ecological thresholds of periphytic communities and ecosystems integrity in lower Doce River basin. *Science of the Total Environment*, 796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148965>