

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA
SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIOLOGIA ANIMAL

DISSERTAÇÃO

**Aplicação de drones subaquáticos no
monitoramento ambiental em águas interiores:
acessando a distribuição vertical dos peixes e a
seletividade do método**

Gustavo Henrique Soares Guedes

2022



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

Aplicação de drones subaquáticos no monitoramento ambiental em águas interiores: acessando a distribuição vertical dos peixes e a seletividade do método

Gustavo Henrique Soares Guedes

Sob a Orientação do Professor
Francisco Gerson Araújo

Dissertação submetida como
requisito parcial para obtenção do
grau de **Mestre em Biologia Animal**, no
Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal, Área de Concentração
em Biodiversidade Animal

Seropédica, RJ
Junho de 2022

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S924a SOARES GUEDES, GUSTAVO HENRIQUE, 1993-
Aplicação de drones subaquáticos no monitoramento
ambiental em águas interiores: acessando a
distribuição vertical dos peixes e a seletividade do
método / GUSTAVO HENRIQUE SOARES GUEDES. -
Seropédica, 2022.
41 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, PPG Biologia Animal, 2022.

1. Remotely operated vehicle. 2. Reservatórios. 3.
Métodos de coleta. 4. Amostragem. 5. Sensus visual. I.
Gerson Araújo, Francisco, 1954-, orient. II
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. PPG
Biologia Animal III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001; e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) - Processo 130234/2021-4.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO Nº 692 / 2022 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.037665/2022-15

Seropédica-RJ, 20 de junho de 2022.

Seropédica, 07 de junho de 2022

GUSTAVO HENRIQUE SOARES GUEDES

Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre(a)**, no Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 07/06/2022

Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação.

FRANCISCO GERSON ARAUJO
(Orientador)

UWE HORST SCHULZ - UNISINOS

ROSANA MAZZONI BUCHAS - UERJ

JAYME MAGALHAES SANTANGELO

(Assinado digitalmente em 20/06/2022 08:14)
FRANCISCO GERSON ARAUJO
COORDENADOR CURS/POS-GRADUACAO - TITULAR
PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)
Matricula: 387200

(Assinado digitalmente em 20/06/2022 12:27)
JAYME MAGALHAES SANTANGELO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.00.29)
Matricula: 1728466

(Assinado digitalmente em 20/06/2022 09:32)
ROSANA MAZZONI BUCHAS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 631.163.247-00

(Assinado digitalmente em 20/06/2022 10:32)
UWE HORST SCHULZ
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 003.834.489-05

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **692**, ano: **2022**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **20/06/2022** e o código de verificação: **c4b4d66a8c**

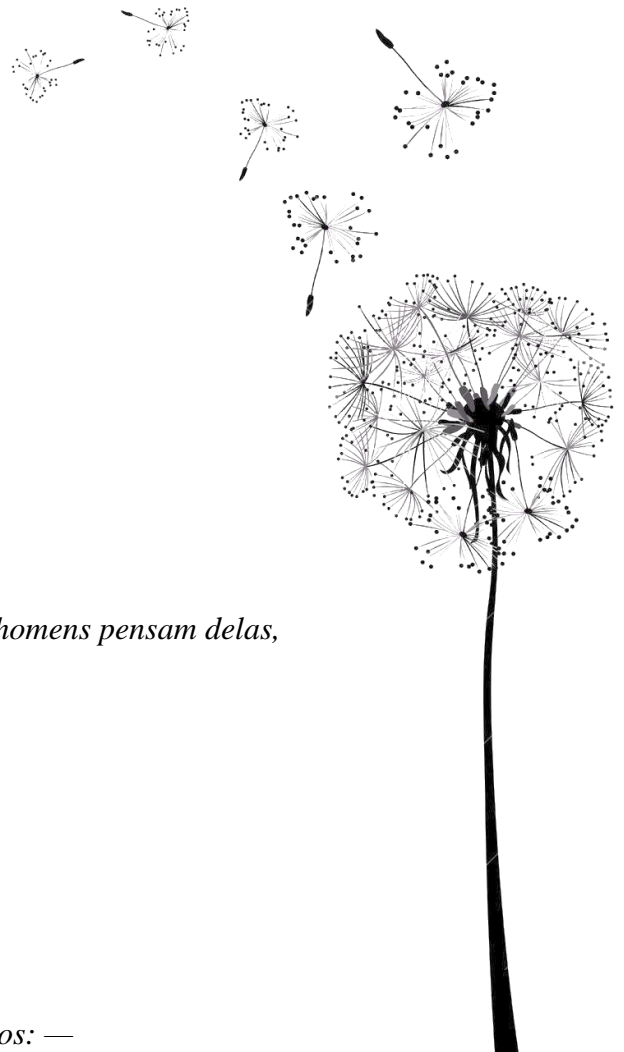
O mistério das coisas, onde está ele?

*Onde está ele que não aparece
Pelo menos a mostrar-nos que é mistério?
Que sabe o rio e que sabe a árvore
E eu, que não sou mais do que eles, que sei disso?
Sempre que olho para as coisas e penso no que os homens pensam delas,
Rio como um regato que soa fresco numa pedra.*

*Porque o único sentido oculto das coisas
É elas não terem sentido oculto nenhum,
É mais estranho do que todas as estranhezas
E do que os sonhos de todos os poetas
E os pensamentos de todos os filósofos,
Que as coisas sejam realmente o que parecem ser
E não haja nada que compreender.*

*Sim, eis o que os meus sentidos aprenderam sozinhos: —
As coisas não têm significação: têm existência.
As coisas são o único sentido oculto das coisas.*
Alberto Caeiro

*O Guardador de Rebanhos". In Poemas de Alberto Caeiro. Fernando
Pessoa. Lisboa: Ática, 1946 (10ª ed. 1993). - 63.*



RESUMO

Guedes, Gustavo Henrique Soares. **Aplicação de drones subaquáticos no monitoramento ambiental em águas interiores: acessando a distribuição vertical dos peixes e a seletividade do método.** 2022. 41p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Uma nova abordagem para levantamento visual de peixes em reservatórios utilizando drones subaquáticos (*remotely operated vehicle*- ROV) é apresentada. O ROV foi aplicado para identificar gradientes abióticos e comparar assembléias de peixes nas encostas íngremes de um reservatório tropical. A hipótese testada é que os peixes se concentram na zona litorânea devido às melhores condições físico-químicas e de habitat, em detrimento às camadas profundas e hipóxicas. Doze espécies foram registradas (sete nativas, cinco não nativas), com todas as espécies ocorrendo na zona litorânea (até 7 m de profundidade), sete espécies na transição (7-15 m) e quatro na zona profunda (> 15 m). Uma maior abundância e riqueza de peixes foi encontrada na zona litorânea corroborando a hipótese principal do estudo. A zona litorânea foi dominada por ciclídeos não nativos (*Cichla* spp., *Coptodon rendalli*), enquanto bagres nativos (*Loricariichthys castaneus*, *Pimelodella lateristriga*) ocuparam áreas mais profundas. A distribuição dos peixes parece ser impulsionada por fatores locais, como disponibilidade de oxigênio e estrutura do habitat. A preferência pela zona litorânea por espécies não nativas pode ter levado à extirpação/diminuição de caracídeos nativos e induzido os bagres a ocuparem habitats profundos. Os drones subaquáticos podem ser uma ferramenta valiosa devido a coleta simultânea de dados abióticos/bióticos, especialmente em reservatórios profundos e com habitats complexos, resultando em avanços no monitoramento ambiental de águas interiores.

Palavras-Chave: Veículos operados remotamente; estratificação vertical, vídeos subaquáticos, Gradientes ambientais

ABSTRACT

Guedes, Gustavo Henrique Soares. **Application of underwater drones in the environmental monitoring of inland waters: accessing the vertical distribution of fishes and the selectivity of the method.** 2022. 41p Dissertation (Master in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

A new approach for visual fish survey in reservoirs using underwater drones (remotely operated vehicle- ROV) is presented. The ROV was applied to identify abiotic gradients and to compare fish assemblages on the steep slopes in a tropical reservoir. The tested hypothesis is that fish are concentrated in the littoral zone due to the better physicochemical and habitat conditions, compared to deep and hypoxic layers. Twelve species were recorded (seven native, five non-native, with all species occurring in the littoral zone (1-7 meters deep), seven species in the transition (7-15 m), and four in the profundal zone (> 15 m). A greater fish abundance and richness was found in the littoral zone corroborating the hypothesis. The littoral zone was dominated by non-native cichlids (*Cichla* spp., *Coptodon rendalli*), while native catfish (*Loricariichthys castaneus*, *Pimelodella lateristriga*) occupied deeper areas. The fish distribution seems to be driven by local factors, such as oxygen availability and habitat structure. The preference for the littoral zone by alien cichlids may have led to the extirpation/decrease of native characids and induced catfishes to occupy deep habitats. Underwater drones can be a valuable tool for the simultaneous collection of abiotic/biotic data, especially in deep reservoirs with complex habitats, resulting in advances in the environmental monitoring of inland waters.

Key words: Remotely operated vehicle, Vertical stratification, Underwater video, Environmental gradients

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	1
1 INTRODUÇÃO	2
1.1 Sistemas Robóticos Submersíveis	2
1.2 Técnicas de Amostragem Vertical de Peixes em Reservatórios	3
1.3 Distribuição Vertical dos Peixes	4
2 OBJETIVO	5
3 MATERIAL E MÉTODOS	6
3.1 Área de Estudos	6
3.2 Zonas Verticais ao Longo das Encostas Íngremes	8
3.3 <i>Design</i> do Transecto	9
3.4 Processamento dos Vídeos	11
3.5 Análise de Dados	11
4 RESULTADOS	13
4.1 Gradiente Ambiental Vertical	13
4.2 Assembléia de Peixes	14
5 DISCUSSÃO	20
5.1 Drones Subaquáticos em Reservatórios: Vieses, Desafios e Oportunidades	20
5.2 Assembléia de Peixes	22
5.3 Abundância e Riqueza Vertical de Peixes	24
6 CONCLUSÕES	25
7 REFERÊNCIAS	26

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação é uma versão expandida e traduzida do artigo intitulado “*Underwater drones reveal different fish community structures on the steep slopes of a tropical reservoir*” *, publicado na revista *Hydrobiologia* (Qualis A1; IF: 2,69) no ano de 2022.

A dissertação nasce da busca inquietante por métodos menos invasivos, que reduzam o stress animal e a mortalidade de peixes induzida pelas amostragens. Além da vontade de reduzir a utilização de produtos químicos (e.g., álcool e formaldeído) e matérias descartáveis (sacos plásticos e bombonas) nas etapas posteriores as coletas. O ganho para o meio ambiente é duplo, e a consciência ao final, é limpa.

A aplicação de drones subaquáticos para observação de peixes, método até então inédito em reservatórios, é aqui apresentada como ferramenta valiosa, especialmente por mensurar simultaneamente dados abióticos e bióticos em locais inacessíveis até mesmo ao mergulhador mais experiente. Entretanto, os benefícios são contrabalanceados com as dificuldades e lições observadas durante as amostragens, o que torna esse documento um guia para que pesquisadores e gestores ambientais tomem decisões adequadas no âmbito de adquirir ou não um equipamento similar. Além disso, as informações aqui contidas promovem avanços para o campo da ecologia aquática, ao (i) elucidar os padrões de distribuição vertical da ictiofauna pela primeira vez em um reservatório construído no Estado do Rio de Janeiro, (ii) apresentar um transecto de estudo perpendicular à costa (das margens ao fundo), diferindo dos zoneamentos verticais tradicionais em reservatórios ao incluir não só os aspectos limnológicos, mas também as variáveis físicas do habitat. Em geral, a escassez de estudos aplicando drones subaquáticos em águas interiores ainda dificultam o estabelecimento de técnicas, protocolos e comparações robustas. Mas é exatamente essa lacuna que torna esse estudo importante, ao promover novos debates e descobertas em águas interiores.



--

*Guedes, G.H.S., Araújo, F.G. Underwater drones reveal different fish community structures on the steep slopes of a tropical reservoir. *Hydrobiologia* 849, 1301–1312 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04790-9>

1 INTRODUÇÃO

1.1 Sistemas Robóticos Submersíveis

Avanços tecnológicos nos sistemas robóticos submersíveis permitiram a exploração dos ambientes aquáticos mais extremos da Terra e a descobertas intrigantes, como um oásis biológico geotérmico à 120 metros de profundidade no Lago Yellowstone (Yellowstone Park, USA) (Lavalvo et al., 2010); e a formação de recifes em águas frias e profundas na Antártica (Ambroso et al., 2017). Além de capacidade de operarem em águas frias e quentes, os sistemas robóticos são capazes de superar condições adversas de pressão atmosférica à medida que atingem grandes profundidades. Esses avanços levaram o homem ao leito dos ambientes mais profundos da Terra, como o Lago Baikal (Sibéria, Rússia), lago de água doce mais antigo, volumoso e profundo (1.620 m) da plataforma continental, e ao ponto mais profundo do oceano, localizado na Fossa das Marianas, à 10.909 metros de profundidade, um recorde na exploração subaquática que pode ser apenas igualado, mas nunca excedido (Murrie et al., 2014). Embora as descobertas sejam cada vez mais empolgantes, o potencial dos submersíveis em desvendar as fronteiras dos ecossistemas aquáticos está apenas começando.

Existe uma série de classes de sistemas robóticos submersíveis, ferramentas e técnicas de vídeo aplicados ao monitoramento da biodiversidade aquática, cada qual com suas funções, vantagens e limitações (Lucas & Baras, 2000; Mallet & Pelletier, 2014; King et al., 2018; Sward et al., 2019; Raoult et al., 2020). Dentre essas, destacam-se os *Remotely operated vehicles* (ROV = Veículos operados remotamente), submersíveis móveis, não tripulados e controlados pela superfície em tempo real. Modelo de ROVs pequenos e leves (3 a 20 kg) são popularmente conhecidos como drones subaquáticos. Cada ROV possui especificidades de acordo com os objetivos de uso e fabricante, com grande variação na potência, autonomia, acessórios e preço. Porém, são compostos basicamente por uma câmera montada em um invólucro impermeável, com propulsores para manobra, preso a um cabo à superfície sob o qual é transmitido um sinal de vídeo e telemetria (Luzzi et al., 2014). Atualmente, uma série de dispositivos de amostragem em tempo real (e.g., amostradores por sucção de fauna bentônica, braços robóticos, sondas multiparâmetros, eletrochoque para captura de peixes, sonares, sistemas ópticos para quantificar zooplâncton, hidrofones) estão disponíveis para serem acoplados a

determinados modelos de ROV's, tornando-o uma poderosa multi-ferramenta de coleta de dados ambientais (Lima et al., 2020; McLean et al., 2020; Monk et al., 2020).

A aplicação de ROV's como método não destrutivo para levantamento visual de assembleias de peixes é um campo em rápido crescimento (Sward et al., 2019), porém, as pesquisas vêm sendo basicamente restrita aos ambientes marinhos. Sendo utilizados, por exemplo, para caracterizar assembleias de peixes em cânions/fossas profundas (Higgs et al., 2014), determinar as relações espécie-ambiente (Amend et al., 2001) e o comportamento natural dos peixes (Trenkel et al., 2004). A aplicação de ROV's em estudos de ecologia de peixes em ambientes de água doce, porém, ainda é muito escassa. Um dos primeiros exemplos de aplicação é Alin et al. (1999), que utiliza um ROV em águas profundas (40-80 m) para acessar a comunidade de peixes no Lago Tanganyika (East Africa). Os ROV's também foram utilizados para documentar a desova de peixes de águas profundas nos Grandes Lagos americanos (Jude et al., 2022), e qualificar e quantificar o habitat físico em um reservatório no Brasil, e de modo indireto, associar os componentes estruturais do habitat com dados bióticos obtidos com redes de emalhar (Guedes et al., 2020; Ferreira et al., 2021). A escassez de estudos aplicando ROV's em águas interiores dificultam o estabelecimento de técnicas, protocolos e comparações robustas, mas é exatamente essa lacuna que faz desta uma ferramenta promissora à novos debates e descobertas em águas interiores.

1.2 Técnicas de Amostragem Vertical de Peixes em Reservatórios

Diferentes métodos têm sido utilizados para determinar a distribuição vertical de peixes em reservatórios, como redes de emalhar posicionadas em diferentes camadas da coluna d'água (Baumgartner et al., 2018), telemetria (Goulon et al., 2018), DNA ambiental (Blabolil et al. al., 2021) e hidroacústica (Pollom & Rose, 2016; Prado & Pompeu, 2017; Porto et al., 2022). Esses métodos permitiram avanços importantes para a ecologia aquática, mas, como qualquer ferramenta, possuem certos vieses e limitações. Os métodos hidroacústicos, por exemplo, às vezes podem levar a interpretações errôneas de peixes como bolhas, além de apresentarem limitações relacionadas às chamadas zonas acústicas mortas, que afetam a capacidade de identificar espécimes em habitats complexos e profundos (Lucas & Barras, 2000; Busch & Mehner, 2009). Por outro lado, as redes de emalhar são invasivas e reconhecidamente uma técnica seletiva para determinadas espécies, morfotipos e/ou biótipos (Oliveira et al., 2014). Por esta razão, a

combinação de diferentes métodos tem sido usada para reduzir os vieses específicos de cada metodologia e fornecer uma descrição mais precisa das assembleias de peixes (Kubečka et al., 2009).

Técnicas estabelecidas de filmagem subaquática, até então pouco utilizadas para acessar a distribuição vertical dos peixes em reservatórios, também podem apresentar uma série de limitações. Sensores visuais (VC) realizados por mergulhadores autônomos, por exemplo, estão limitados a menores profundidades (Frehse et al., 2020) devido à forte pressão sobre o mergulhador. Isto torna essa técnica inapropriada em reservatórios profundos (> 40 m). A utilização de *Baited remote underwater video* (BRUV), que são estruturas metálicas fixas acopladas a uma câmera com um atrator (isca), podem não ser apropriados no estabelecimento da posição dos peixes na coluna d'água, devido ao deslocamento dos peixes induzido pelos atratores (iscas), causando uma distribuição não natural em torno do equipamento. A utilização de *Remote underwater video* (RUV), com estrutura fixa similar ao BRUV, porém sem o atrator (isca), mostraram resultados promissores em uma série de implementações (flutuantes / bênticas e fixas / móveis) (King et al., 2018). Até o presente momento, a capacidade, vantagens e limitações da aplicação de *remotely operated vehicles* (ROV's) como ferramenta para acessar informações ecológicas de peixes em reservatórios não haviam sido devidamente testadas, e essa dissertação se insere nessa fronteira das ciências aquáticas.

1.3 Distribuição Vertical dos Peixes

Os reservatórios são ecossistemas não naturais com usos múltiplos importantes, mas também geradores de mudanças ambientais severas em águas interiores. O impacto ambiental de cada barragem é único (Agostinho et al., 1999, 2008; Dias et al., 2021), porém, um dos efeitos comuns é a elevação do nível da água, que pode variar de alguns centímetros (ex. hidrelétricas a fio d'água com baixo armazenamento de água) a mais de 100 m em grandes barragens de acumulação. Em reservatórios tropicais profundos, o aquecimento das camadas superficiais pode resultar em estratificação térmica sazonal, com camadas de água bem definidas, com diferentes densidades de água e características físico-químicas durante o verão (Winton et al., 2019). A elevação do nível da água e a estratificação provocam mudanças ambientais abruptas, principalmente nas camadas mais profundas do reservatório, dando origem a habitats estáticos, hipoxicos e homogêneos (Wetzel, 2001; Straškraba & Tundisi, 2013).

Neste novo cenário, os peixes tendem a ocupar as zonas litorâneas dos reservatórios, um padrão convergente que inclui diferentes táxons de peixes em diferentes regiões do mundo (Gido et al., 2009; Říha et al., 2015; Agostinho et al., 2016; Baumgartner et al., 2018). A linha de costa possui maior estrutura de habitat (e.g., galhos e macrófitas aquáticas) e condições físico-químicas da água mais adequadas para o desenvolvimento dos peixes (Strayer & Findlay, 2010; Gois et al., 2012). Como resultado, essas áreas são exploradas pelos peixes para reprodução, alimentação e abrigo (Agostinho et al., 2007; Oliveira & Goulart, 2008). Em contraste, poucas espécies apresentam pré-adaptações capazes de contornar condições hipóxicas e baixa disponibilidade de alimentos nas camadas mais profundas (Fernando & Holčík, 1991). Alguns peixes, entretanto, já foram registrados em profundidades de 115 metros, um recorde para reservatórios brasileiros (Porto et al., 2022). De modo geral, os padrões espaciais de distribuição são temporalmente dinâmicos, incluindo mudanças circadianas e sazonais mediadas por fatores bióticos (por exemplo, ontogenia, prevenção de predadores) e abióticos (por exemplo, estratificação da coluna de água) (Mehner, 2012; Muška et al., 2013).

2 OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo é apresentar uma nova abordagem para obtenção de dados ambientais e ocorrências de peixes em reservatórios por meio de levantamento visual utilizando drones subaquáticos (classe pequena de ROV). O ROV foi utilizado nas encostas íngremes de um reservatório tropical (oligo-mesotrófico e monomítico quente) localizado no Sudeste do Brasil durante o verão para identificar o gradiente abiótico (habitat + físico-químico) do litoral à zona profunda, e comparar as assembleias de peixes (abundância e riqueza) nesse gradiente. A hipótese testada é que os peixes se concentram na zona litorânea devido às melhores condições físico-químicas e de habitat, quando comparadas às camadas profundas e hipóxicas do reservatório. Além disso, apresentamos pela primeira vez as vantagens, vieses e limitações da aplicação de drones subaquáticos em reservatórios. Por fim, esperamos contribuir para um melhor entendimento dos processos que modulam a distribuição de peixes em ambientes alterados e o desenvolvimento desta nova técnica não invasiva de monitoramento ambiental em águas interiores.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudos

O Reservatório de Lajes ($22^{\circ}42' - 22^{\circ}50'S$; $43^{\circ}53' - 44^{\circ}32'W$), Estado do Rio de Janeiro (Brasil), foi construído entre 1905-1907, e é um dos mais antigos represamentos de água projetados com finalidade primária de geração de eletricidade no Brasil (Comitê Brasileiro de Barragens, 2011). A forma do reservatório é dendrítica, com várias áreas de enseadas e ilhas (Figura 1 e 2). As margens são íngremes e a profundidade máxima é de 45 m próximo à barragem. O influxo médio de água é de $13,7 \text{ m}^3 \times \text{s}^{-1}$, dos quais a maior parte ($8,3 \text{ m}^3 \times \text{s}^{-1}$) é proveniente da transposição das águas do trecho superior do Rio Pirai, que é um tributário do Rio Paraíba do Sul (RPS) através de um aqueduto subterrâneo de aproximadamente 8 km, portanto, uma transposição da Bacia do RPS para a Bacia do Rio Guandu (Guedes et al., 2020). O tempo de retenção (≈ 300 dias) e a transparência da água (zona eufótica = 9,2 m) são elevados, com predomínio de condições oligo-mesotróficas (Soares et al., 2008; Klippel et al., 2020). Condições lênticas predominam na extensão longitudinal do reservatório em virtude do alto tempo de retenção e baixa número de tributários naturais os quais são predominantemente de pequeno porte, do tipo riachos e ribeirões (Araújo et al., 2021). A coluna d'água apresenta estratificação térmica típica de corpos d'água monomíticos quentes, com período estratificado durante o verão, e mistura (completa ou parcial) durante o inverno (Branco et al., 2009). A transparência da água atinge até 6 m (Disco de Secchi). O clima da região é tropical sazonal com invernos secos (Aw), segundo a classificação de Köppen-Geiger.

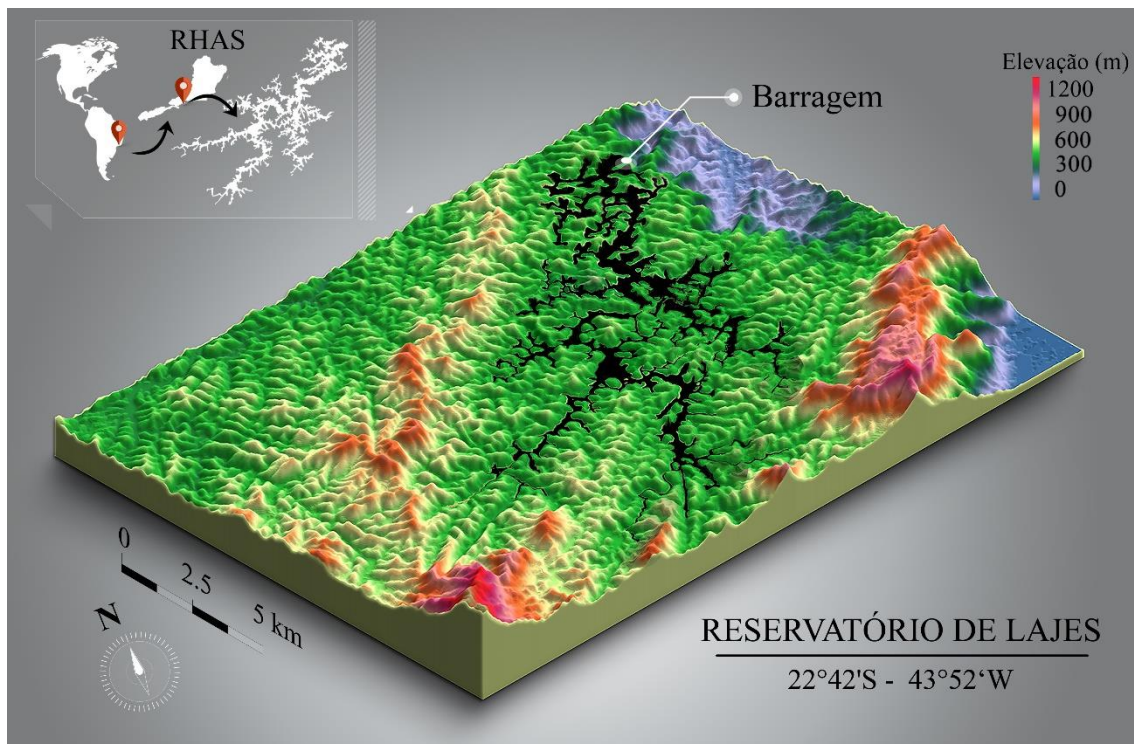


Figura 1. Mapa de elevação do Reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro (Brasil), com indicação da sub-bacia de drenagem (gradiente de altitude em cores). RHAS: Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste.



Figura 2. Imagem aérea do Reservatório de Lajes, com destaque para a cobertura vegetal de Mata Atlântica e para o cinturão desprotegido das margens que demarca a variação no nível da água (Fonte: Ricardo Azoury).

3.2 Zonas Verticais ao Longo das Encostas Íngremes

Três zonas verticais foram estabelecidas ao longo das encostas íngremes do reservatório: litoral, transição e profunda (Figura 3). A zona litorânea compreende profundidades entre 0 e 7 metros, a zona de transição entre 7 e 15 m, e a zona profunda > 15 m. A zona litoral funciona com uma interface entre o domínio aquático e terrestre. Nessa zona, a complexidade estrutural, diversidade de organismos e a produtividade é frequentemente mais alta (Lewis, 2009; Strayer & Findlay, 2010). Abaixo da zona litoral ocorre uma zona de transição (similar a zona *littoriprofundal* definida por Wetzel, 2001). A zona de transição é correspondente ao metalímnio em lagos e reservatórios estratificados (US Geological Survey, 2018). Associada ao leito, a zona profunda é afótica e corresponde à transição do metalímnio para o hipolímnio, onde a baixa disponibilidade de alimentos e de oxigênio podem dificultar o estabelecimento dos organismos aquáticos heterotróficos (Thornton, 1990; Straškraba & Tundisi, 2013).

A definição dos limites e dimensões das zonas supracitadas foram baseadas em (i) diferentes conceitos de zonação em lagos/reservatórios (Wetzel, 2001; Lewis, 2009); (ii) perfis verticais abióticos (temperatura e oxigênio dissolvido); (iii) e estão em consonância com estudos limnológicos locais (Soares et al., 2008; Branco et al., 2009). Além disso, seguimos Matthews (1998) e Oliveira & Goulart (2008) que enfatizaram a necessidade de ampliar a compartimentação puramente limnológica em ambientes lênticos, para um zoneamento que inclua também os efeitos dos componentes do habitat na distribuição potencial dos peixes. Em geral, os limites zonais verticais variam no espaço e no tempo de acordo com a localização geográfica e as características funcionais de cada reservatório. Portanto, realizamos amostragens mensais padronizadas em áreas lênticas do reservatório durante o período de conhecida estratificação termoquímica (outubro-2019 à abril-2020; com exceção de março-2020 devido a limitações impostas pela pandemia de COVID-19) em dois períodos (dia: 09:00–16:00; e noite: 19:00–01:00).

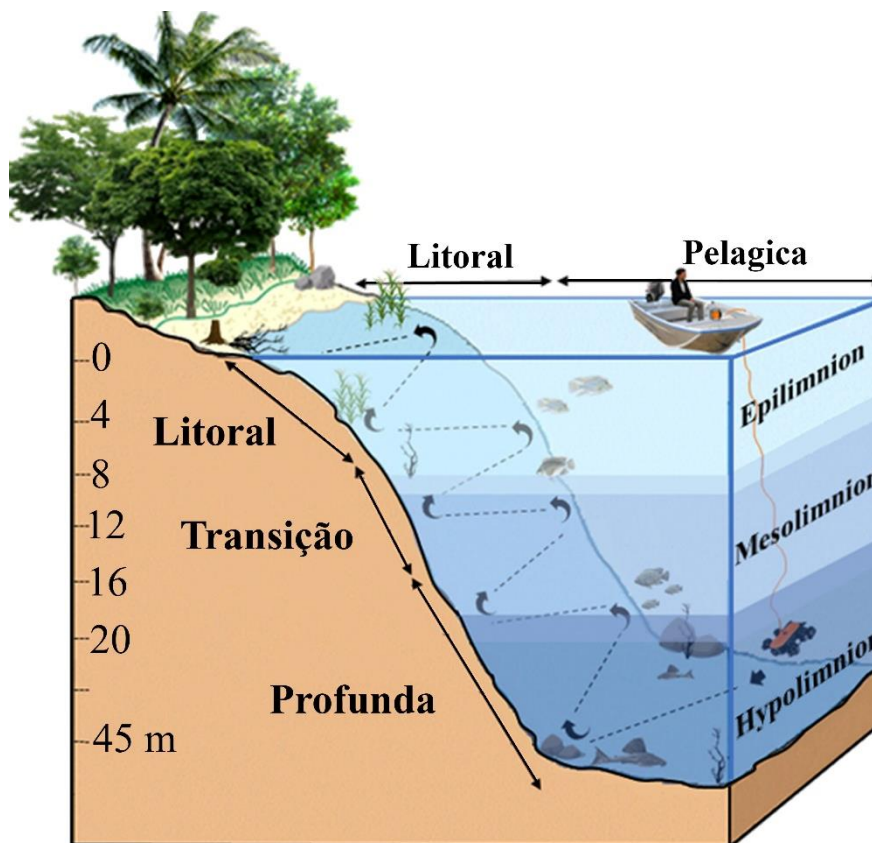


Figura 3. Modelo esquemático mostrando (i) as dimensões e limites (em metros) das zonas verticais ao longo das encostas íngremes (litoral, transição e profunda), (ii) estratificação físico-química da água (epilímnio, metalímnio e hipolímnio) do Reservatório das Lajes durante o verão, (iii) direção ascendente do transecto (do fundo para as margens) com o ROV.

3.3 Design do Transecto

Um ROV modelo Genneino T1 (Shenzen, China) foi usado para amostrar visualmente os peixes e coletar dados abióticos no gradiente vertical. O ROV é pequeno ($39 \times 34 \times 6$ cm, largura \times comprimento \times altura), leve (4,4 kg), com autonomia de 3 horas de operação, câmera acoplada (1 / 2,5 polegadas SONY CMOS, resolução 4 k, FOV 160°), além de sistemas automáticos de estabilização, luzes artificiais (3000 lumens), sensores de profundidade (em metros) e de temperatura da água ($^\circ\text{C}$), com capacidade de operar a até 150 m de profundidade. Os transectos seguiram as encostas das margens, iniciando na zona profunda com percurso ascendente em zigue-zague até a zona litorânea (Figura 3). O ROV foi operado a uma velocidade constante de $\approx 0,25$ m/s, posicionado a 1,5 m acima do leito, filmagem angulada fixada a 30° em direção ao leito, com luzes sempre acesas. A profundidade e direção fixas foram mantidas automaticamente pelo autoajuste da velocidade dos propulsores, com base no processamento em tempo real do

sensor de pressão e da bússola de mergulho. A operação foi realizada a partir de um barco por duas pessoas, uma encarregada da filmagem e outra controlando os cabos (Figura 4). As etapas de pré-amostragem, procedimentos de amostragem e procedimentos de pós-amostragem foram realizadas seguindo recomendações propostas por Monk et al. (2020).



Figura 4. Veículo operado remotamente modelo Genneino T1 sendo operado a partir de um barco no Reservatório das Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

A largura dos transectos foi delimitada pelo campo de visão da lente da câmera (FOV 160°), que corresponde a uma distância horizontal observável de aproximadamente 2 m. Cada zona vertical foi amostrada por ≈ 7 min. O comprimento total dos transectos foi definido em ≈ 105 m, com base na equação $d = v \times t$, onde d é o deslocamento, v é a velocidade ($\approx 0,25$ m/s), e t é o tempo (7 min = 420 s) [$d = 0,25$ m/s \times 420 s = 105 m]. A área total aproximada de cada transecto foi de 210 m² (2,0 m de largura \times 105 m de comprimento). Devido a algumas localidades do reservatório serem muito rasas, a zona de transição não foi amostrada em 8 ocasiões, e a zona profunda em outras 20. A unidade amostral foi definida como o número total de peixes observados em cada transecto, totalizando 260 amostras ([8 transectos \times 3 zonas \times 2 períodos (dia/noite) \times 6 meses] – 28 amostras não coletadas devido a limitações de profundidade).

3.4 Processamento dos Vídeos

Para cada espécime observado dentro dos transectos, foram registradas em tempo real (ainda no barco) informações bióticas (espécie e abundância) e abióticas (temperatura – °C e profundidade – m). O oxigênio dissolvido (mg/ L) foi mensurado em intervalos de 1 m de profundidade com uma sonda YSI PROOD (Ohio, EUA) antes da realização dos transectos do ROV. A taxa de cobertura do habitat (substrato rochoso ou argiloso, galhos, folhas) observada próximo aos peixes foi quantificada arbitrariamente através de um protocolo de notas (0–3) relacionados a percentagem de cobertura, da seguinte forma: 0 = sem cobertura (0%); 1 = baixa cobertura (1-20%), 2 = cobertura moderada (20-40%); 3 = alta cobertura (> 40%). No laboratório, os vídeos foram reanalisados em um computador, com os resultados da primeira anotação conferidos e complementados. Um único espectador assistiu a todos os registros de vídeo para evitar o viés de vários observadores. Os peixes foram identificados até o nível de espécie seguindo Santos et al. (2014); apenas o *Cichla* spp. (*Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 e *Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006) foram identificadas ao nível de gênero por apresentarem morfologia e coloração semelhantes.

3.5 Análise de Dados

Para entender os padrões das variáveis ambientais (habitat + físico-químico) em relação ao gradiente vertical e períodos, as amostras foram analisadas por meio de uma abordagem combinada de técnicas univariadas e multivariadas. Primeiro, uma ANOVA de duas vias com transformação de fileiras alinhadas (ANOVA ART; função *art* do pacote ARTool; Kay & Wobbrock, 2020) foi usada para comparar cada variável ambiental entre as zonas verticais (litoral, transição e profunda) e o ciclo diário (dia e noite). Quando diferenças significativas foram detectadas, foi realizado um Tukey HSD *a posteriori* com nível de confiança de 0,01. Apenas as variáveis ambientais que diferiram significativamente entre as zonas/períodos foram usadas na análise multivariada subsequente. Uma Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA; função *adonis* no pacote Vegan; Oksanen et al., 2019) foi usada para comparar os dados ambientais multivariados entre as zonas verticais e o ciclo diário (fatores fixos). PERMANOVA foi aplicado usando 9999 permutações e soma quadrada (parcial) para calcular os valores de

p. Quando foram detectadas diferenças significativas ($p < 0,01$), foram realizadas comparações pareadas entre os grupos. Usamos testes não paramétricos porque os dados não eram normalmente distribuídos, mesmo depois de usar várias transformações de dados. Uma análise de componentes principais (PCA) foi aplicada nos dados ambientais padronizados para identificar padrões espaciais das variáveis. Como os dados ambientais possuem unidades de medida diferentes, eles foram transformados em z-scores padrão, ou seja, tornam-se adimensionais antes de serem submetidos à análise multivariada.

Comparações espaciais e temporais da estrutura da assembleia de peixes, número total de indivíduos (N) e número total de espécies (S) também foram realizadas com PERMANOVA. Os dados de abundância de peixes foram previamente transformados em log-10 para reduzir a influência de espécies abundantes, mas preservar informações sobre sua abundância relativa (Borcard et al., 2011). Em seguida, os dados foram transformados em uma matriz de similaridade “zero ajustada” de Bray-Curtis, para contornar a incerteza da razão do coeficiente de Bray-Curtis devido à presença de duplos zeros (Clarke et al., 2006). Para determinar as espécies de peixes que mais contribuíram para a similaridade intragrupo, foi utilizada uma análise de padrões multinível (MPA, função *multipatt*, do pacote *indicspecies*). Esta análise determina a associação entre zonas e períodos para cada espécie separadamente. Valores significativos foram detectados com base no índice *IndVal*, testados por meio de permutações (Cáceres & Legendre, 2009). Devido ao design levemente desbalanceado, os padrões de riqueza em relação às zonas também foram analisados através de uma análise combinada de técnicas de rarefação e extrapolação baseadas em números de Hill ($q = 0$) usando o pacote *iNEXT* (Hsieh et al., 2016). Todas as análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2020).

4 RESULTADOS

4.1 Gradiente Ambiental Vertical

Diferenças fortes e esperadas nas variáveis ambientais (físico-químico + habitat) foram detectadas entre as zonas verticais associadas as margens pela PERMANOVA (Pseudo-F = 128,8; $p < 0,001$), enquanto os períodos (dia \times noite) e interações (zona \times período) não apresentaram diferenças significativas (Tabela 1; Figura 5). O zoneamento vertical explicou 49% da variação no conjunto de variáveis ambientais, e os testes post-hoc mostraram diferenças pareadas entre todas as comparações de zonas ($p < 0,001$). As mudanças ambientais entre as diferentes zonas verticais foram representadas no primeiro eixo PCA (57,6% da variação explicada; Figura 6 e Tabela 2). A zona litoral foi positivamente associada às maiores temperaturas e concentrações de oxigênio, e ao substrato com maior cobertura de galhos e folhas. Por outro lado, a zona profunda exibiu baixas temperaturas e menores concentrações de oxigênio à medida que a profundidade aumenta. A zona de transição foi associada a valores intermediários das variáveis ambientais. O segundo eixo da PCA (14,8% da variação explicada) foi negativamente associado ao substrato rochoso e refletiu variações na estrutura do habitat dentro de cada zona dessa variável (Figura 6 e Tabela 2).

Tabela 1. Resultados da ANOVA bidirecional com transformação de postos alinhados (Anova ART) e da análise de variância permutacional (PERMANOVA) comparando as variáveis ambientais entre as zonas verticais e os períodos. ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Lit, Litoral, Tran, Transição e Prof, profunda.

Anova ART	Zona	Período	Zona \times Período	Post-hoc test
Temperatura ($^{\circ}$ C)	275.2***	3.12	4.2	Lit > Tra > Pro
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	488.1***	3.63	10.7***	Lit > Tra > Pro
Profundidade (m)	981.1***	7.2**	0.4	Lit < Tra < Pro
Folhas (%)	48.1***	0.7	1.11	Lit = Tra > Pro
Galhos (%)	80.2***	4.6	7.4**	Lit > Tra > Pro
Argila (%)	0.5	1.5	1.1	
Rochas (%)	17.5***	0.9	2.2	Lit = Tra > Pro
PERMANOVA	df	Pseudo-F	R ²	
Zona	2	128.8 ***	0.49	Lit \neq Tra \neq Pro
Período	1	1.6	> 0.01	
Zona \times Período	2	2.19	> 0.01	
Resíduos	254		0.49	
Total	259		1	

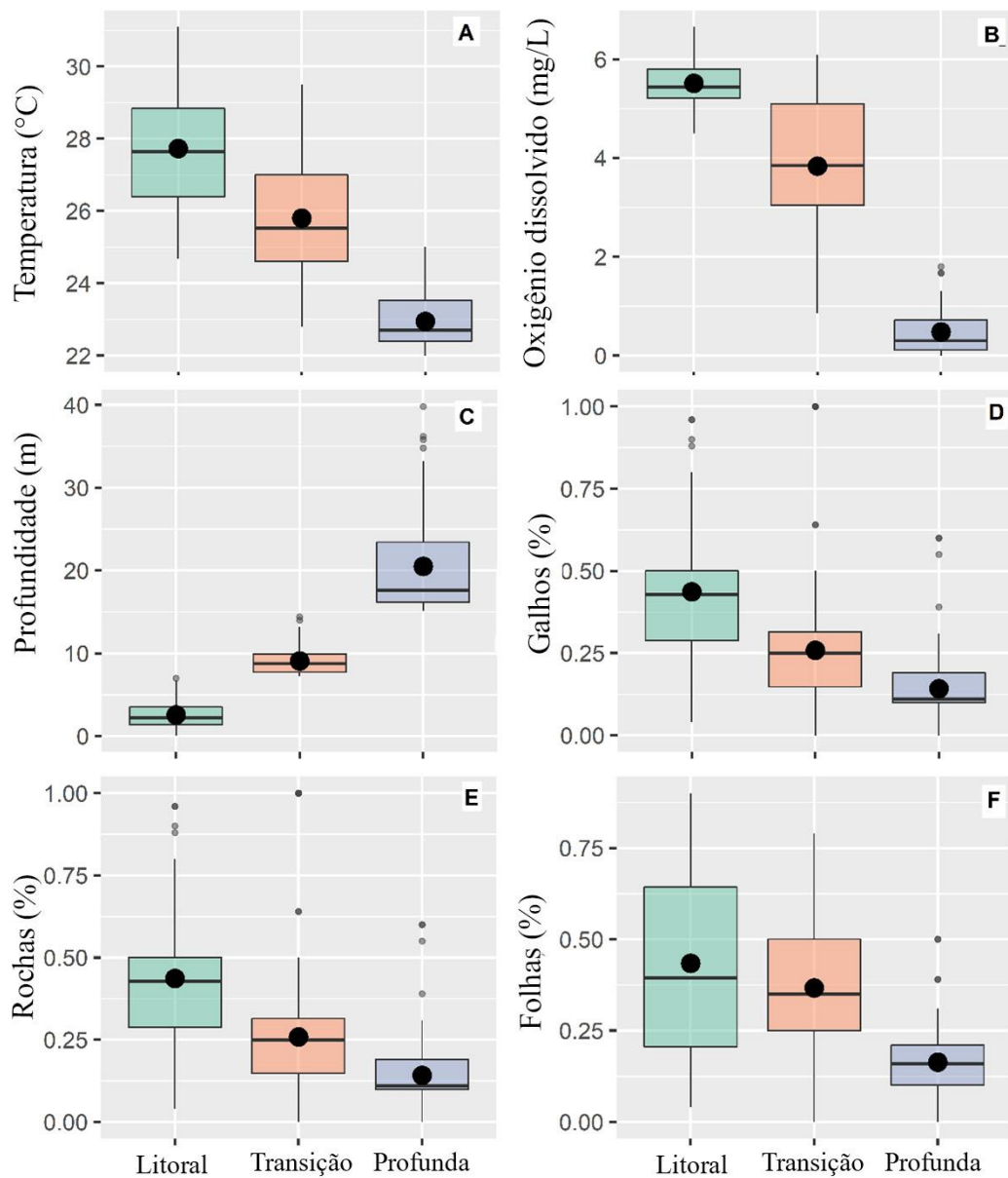


Figura 5. Boxplots das variáveis ambientais nas três zonas (litoral, transição e profunda) nas encostas íngremes do Reservatório das Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Média representada pelo círculo preto.

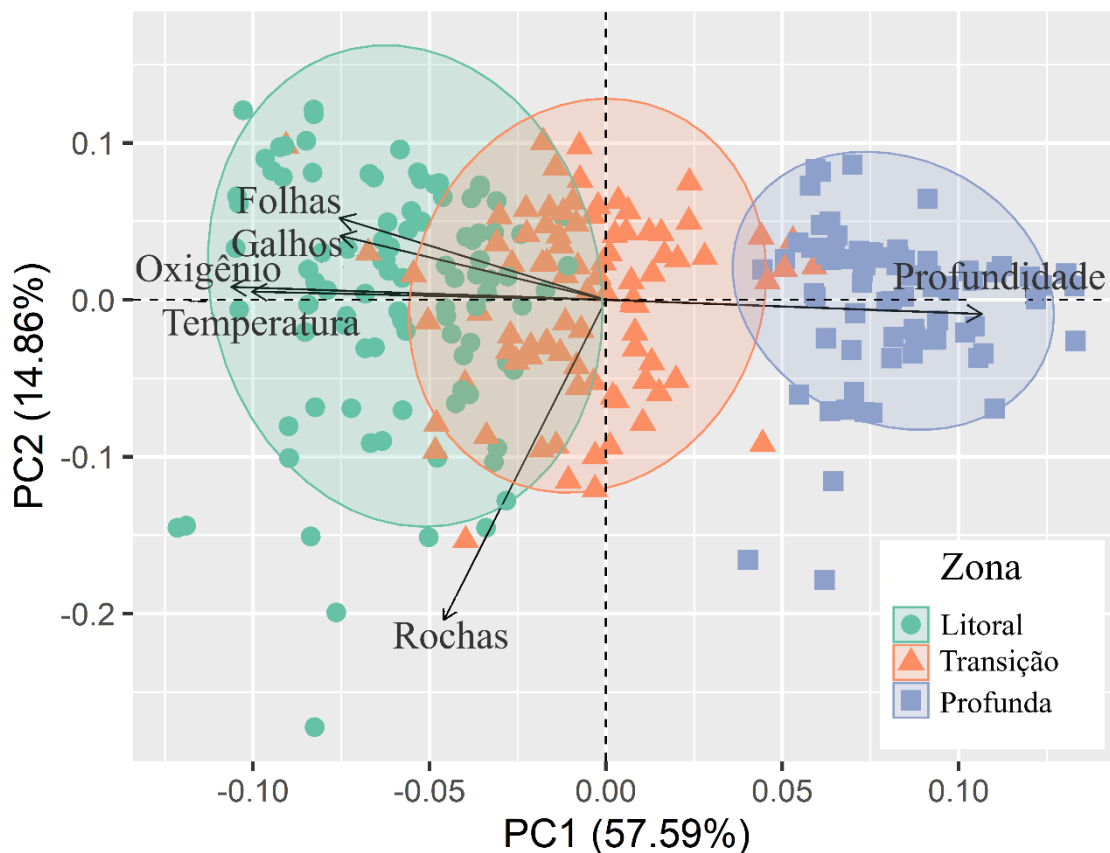


Figura 6. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) sob as variáveis ambientais nas três zonas verticais cobrindo as encostas íngremes do Reservatório das Lajes, Brasil.

Tabela 2. Resultados dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) sob as variáveis ambientais. Cor, correlações entre as variáveis e os eixos. Con, (%), contribuições relativas das variáveis.

	PC1		PC2	
	Cor	Con (%)	Cor	Con (%)
Temperatura (°C)	0.87	21.6	-0.02	0.17
Oxigênio dissolvido (mg / L)	0.91	24.4	-0.03	0.14
Profundidade (m)	-0.92	24.5	0.22	0.17
Folhas (%)	0.65	12.3	-0.22	3.61
Galhos (%)	0.65	12.2	-0.17	5.81
Rochas (%)	0.39	4.56	0.89	90.12
<i>Eigenvalue</i>	3.45		0.89	
Variância (%)	57.6		14.8	

4.2 Assembléia de Peixes

Um total de 442 espécimes distribuídos em 5 ordens, 6 famílias e 12 espécies foram registrados (Tabela 3; Figuras 7 e 8). A maioria dos indivíduos pertenceram a Ordem Cichliformes (% do número total, N%=75,7), seguidos de Siluriformes (N%=17,8) e Gymnotiformes (N%=3,8). As espécies mais abundantes foram os ciclídeos (*Cichla* spp. N%=36,6), *Crenicichla lacustris* (Castelnau 1855) (N%=16,74) e *Coptodon rendalli* (Boulenger 1897) (N%=15,15), seguidos pelos bagres *Loricariichthys castaneus* (Castelnau 1855) (N%=9,72) e *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) (N%=5,2; Tabela 3).

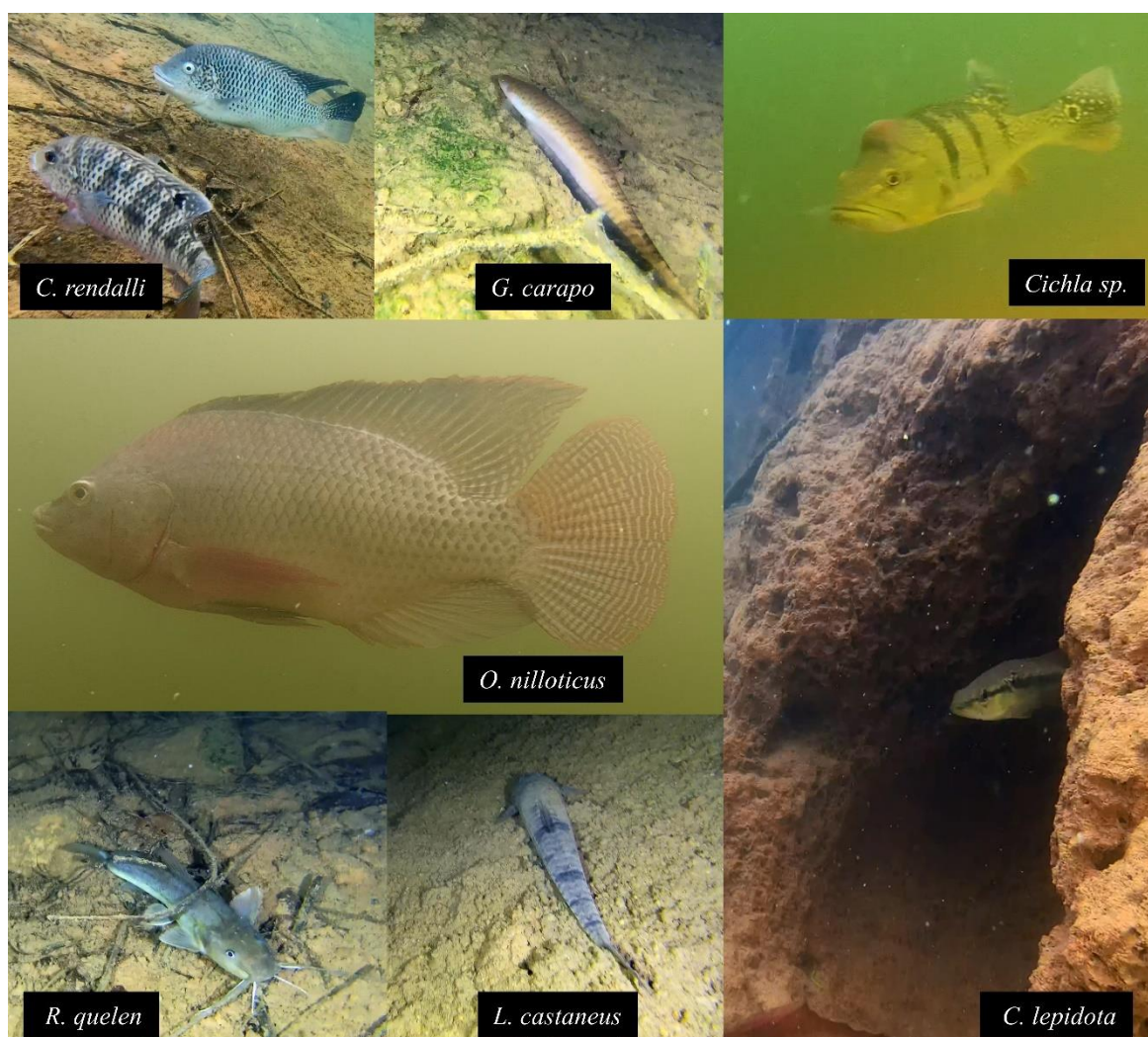


Figura 7. Registros fotográficos de diferentes espécies de peixes produzidos por um drone subaquático no Reservatório das Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Diferenças na estrutura da assembleia de peixes foram detectadas entre as zonas verticais (PERMANOVA, Pseudo-F = 25,5; $p < 0,001$) e períodos (Pseudo-F = 4,7; $P < 0,01$, Tabela 4). Comparações pareadas indicaram diferenças significativas nas assembleias de peixes entre as zonas litoral \times transição ($t = 28,0$; $P < 0,001$) e litoral \times profunda ($t = 31,1$; $P < 0,001$), mas não entre as zonas de transição \times profunda ($t = 1,52$; $p = 0,63$; Tabela 4). Todas as doze espécies registradas foram observadas na zona litorânea, e cinco espécies tiveram distribuição restrita a esta zona (Figura 8). Os ciclídeos não nativos *Cichla* spp. e *C. rendalli* foram os principais indicadores da zona litorânea segundo a MPA ($p < 0,01$; Tabela 5). Na zona de transição, sete espécies foram registradas, mas nenhuma teve ocorrência restrita a esta zona. Apenas *L. castaneus* foi um indicador conjunto das zonas profunda e de transição ($p < 0,01$). Apenas quatro espécies foram registradas na zona profunda, sendo o bagre *P. lateristriga* a única espécie indicadora ($p < 0,01$). Em relação às mudanças diurnas, as tilápias não nativas (*C. rendalli* e *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758)) foram indicadores do período diurno, enquanto *Gymnotus carapo* Linnaeus 1758, *Metynnis maculatus* (Kner 1858) e *P. lateristriga* foram indicadores do período noturno (MPA; $P < 0,05$; Tabela 5).

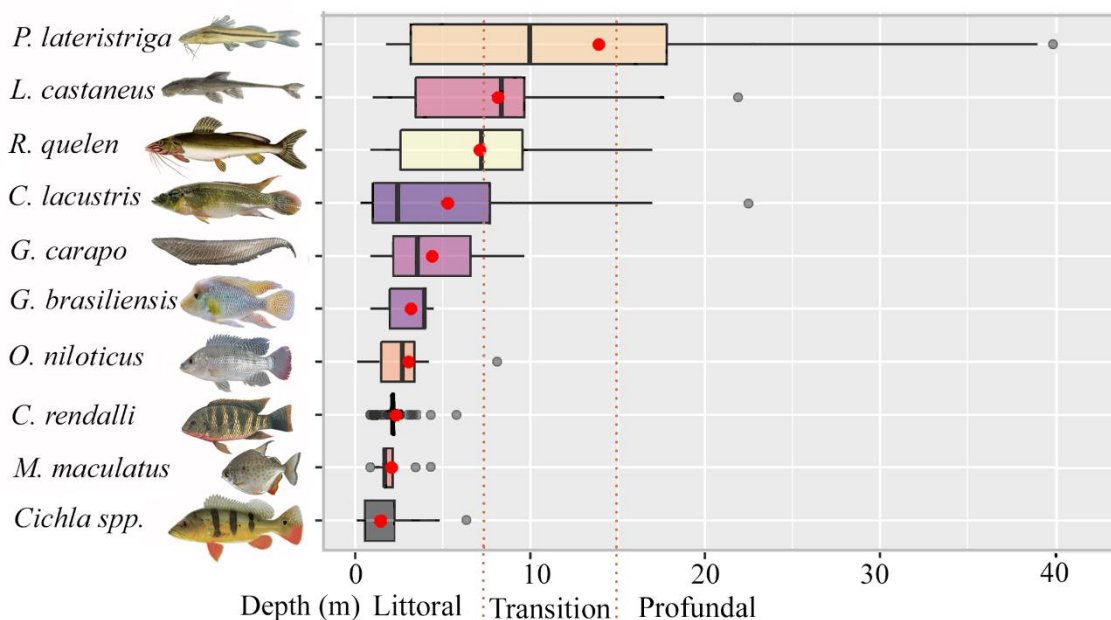


Figura 8. Boxplots de ocorrência de peixes em diferentes zonas verticais (m) ao longo das encostas íngremes do Reservatório das Lajes. Os círculos vermelhos indicam a profundidade média das ocorrências. Apenas espécies com abundância relativa $> 3\%$ do número total de peixes foram plotadas

Tabela 3. Número total de espécies de peixes (Nt), abundância relativa (N%) e frequência de ocorrência (FO%) nas zonas verticais do Reservatório de Lajes. Profundidade mínima-máxima (m), temperatura (° C) e oxigênio dissolvido (mg/L). * espécies não nativas

Ordem/Família/Espécies	Nt	Profundidade	Temperatura	Oxigênio	Litoral		Transição		Profunda	
					%N	FO%	%N	FO%	%N	FO%
Cypriniformes										
Cyprinidae										
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758*	1	2,4	28,1	6	1	0,01				
Characiformes										
Serrasalminidae										
<i>Metynnis maculatus</i> (Cope, 1878)*	10	0,8-4,3	25,9-30,7	5,44-6,3	1	0,06				
Gymnotiformes										
Gymnotidae										
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	17	0,5-8,5	24,5-29,3	3,81-6,6	0,74	0,09	0,25	0,03		
Siluriformes										
Heptapteridae										
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	11	1,0-17,0	23,5-27,1	1,1-5,8	0,42	0,05	0,36	0,04	0,21	0,02
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	23	1,1-38,7	22,1-29,2	0,1-6,13	0,34	0,05	0,21	0,05	0,44	0,06
Loricariidae										
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855)	43	0,3-21,9	22,0-29,9	0,7-6,1	0,38	0,1	0,39	0,11	0,21	0,06
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	2	2,8-7,1	27,6-29,5	5,17-6,1	0,47	0,01	0,52	0,01		
Cichliformes										
Cichlidae										
<i>Cichla spp.</i> Block & Schneider, 1801 *	162	0,1-6,5	23,0-31,1	3,9-6,66	1	0,43				
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	10	1,0-5,6	25,6-28,6	4,6-5,9	1	0,05				
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)*	67	0,3-5,7	25,0-29,6	3,88-6,3	1	0,25				
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) *	22	0,1-8,1	25,1-30,5	3,4-6,63	0,81	0,11	0,19	0,02		
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	74	0,2-22,6	22,4-31,1	0,1-6,69	0,64	0,24	0,22	0,14	0,12	0,04

Tabela 4. Resultados da PERMANOVA comparando diferenças na estrutura da assembléia de peixes entre as três zonas verticais e dois períodos. df = grau de liberdade, MS= Quadrado médio; R²= Coeficiente de determinação.

Fonte	df	MS	Pseudo- F	R ²
Zona	2	2.33	25.54 ***	0.16
Período	1	0.43	4.74**	0.015
Zona × Período	2	0.18	2.06	0.013
Resíduos	254	0.09		0.8
Total	259			
<i>Post-hoc tests</i>				
Zona	T		Período	t
Litoral × Transição	28.0***		Dia × Noite	4.02**
Litoral × Profunda	31.1***			
Transição × Profunda	1.52			

A zona litorânea apresentou a maior abundância de peixes (N) em comparação com as outras zonas verticais ($p < 0,001$; Tabela 6), mas nenhuma diferença foi detectada para a abundância entre o dia e a noite. Por outro lado, a riqueza de espécies (S) foi maior no litoral durante a noite ($t = 11,5$; $p < 0,001$), seguida pelas zonas de transição ($t = 8,7$; $p < 0,001$) e profunda ($t = 2,6$; $p < 0,01$). Uma comparação da diversidade de espécies extrapolada com base nos números de Hill ($q = 0$) mostra que a diversidade de espécies estimada caso mais amostras fossem coletadas, continuaria sendo maior na zona litoral, seguida pelas zonas de transição e profunda, respectivamente (Figura 9).

Tabela 5. Resultados significativos da análise de padrão multinível (MPA) mostrando as espécies indicadoras das zonas e períodos do Reservatório das Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. $p < 0,05^*$; $**p < 0,01$; $*** p < 0,001$.

	Zonas			Período	
	Litoral	Transição	Profunda	Dia	Noite
<i>C. kelberi</i>	0.72**				
<i>C. rendalli</i>	0.54*			0.48*	
<i>O. niloticus</i>				0.41**	
<i>L. castaneus</i>	0.51*	0.51*			
<i>P. lateristriga</i>			0.50**		0.46***
<i>M. maculatus</i>					0.30*
<i>G. carapo</i>					0.41**

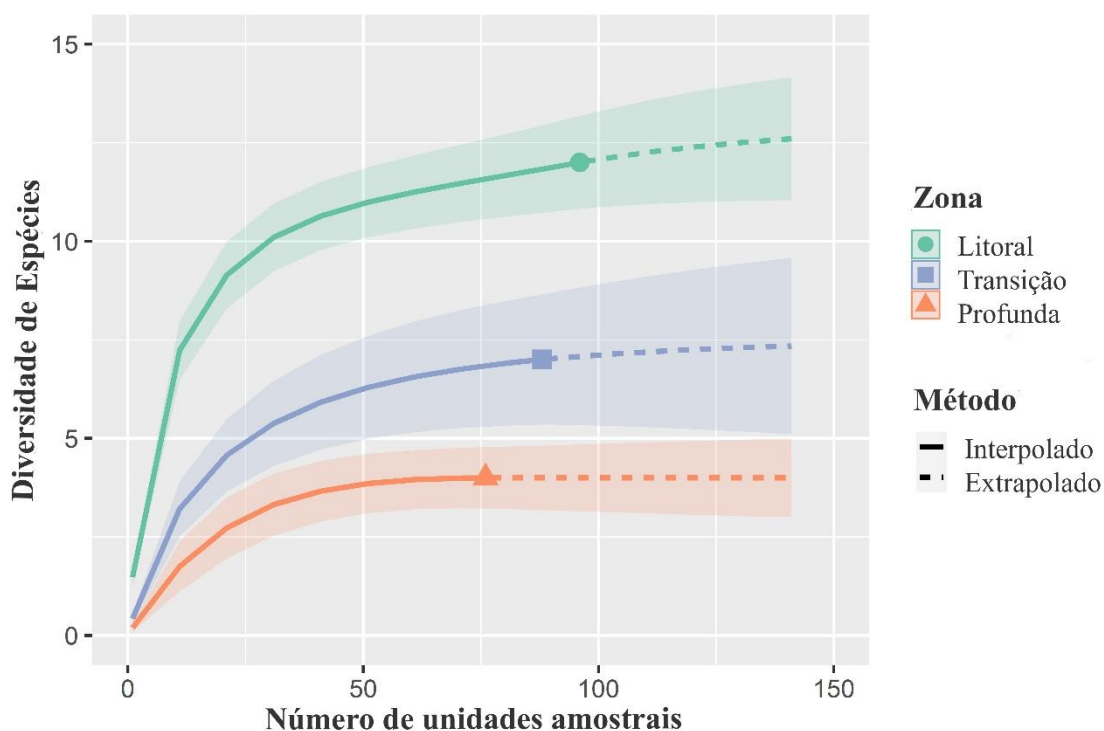


Figura 9. Rarefação/extrapolação (R/E) da diversidade de espécies de peixes para as zonas verticais do Reservatório das Lajes, com intervalos de confiança de 95%.

Tabela 6. Valores de Pseudo-F de PERMANOVA comparando a abundância de peixes (N) e riqueza (S) entre zonas verticais e períodos no Reservatório das Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Fonte	Zonas	Períodos	Zonas × Períodos
Abundância (N)	52,7***	2,08	1,09
Riqueza (S)	76,4***	5,1**	2,1

<i>Post-hoc tests</i>		
	Abundância	Riqueza
Zonas	T	t
Litoral × Transição	7,57***	8,7***
Litoral × Profunda	8,59***	11,5***
Transição × Profunda	1,9	2,6**
Períodos		
Dia × Noite	1,44	2,2**

5 DISCUSSÃO

5.1 Drones Subaquáticos em Reservatórios: Vieses, Desafios e Oportunidades

Drones subaquáticos são ferramentas valiosas para o monitoramento de peixes em reservatórios, porém apresentam determinados vieses e limitações metodológicas. Os usuários desses equipamentos devem primeiro considerar que potenciais distúrbios (e.g., luz artificial, ruído dos propulsores, tamanho) podem ter um efeito sobre os organismos de interesse e suas avaliações resultantes. A luz artificial, por exemplo, pode induzir diferentes respostas de atração/repulsão entre espécies de peixes altamente ativas/móveis quando comparada com espécies menos ativas/sedentárias (Ryer et al., 2009). A intensidade da reação ao ROV pode ainda ser influenciada por uma variedade de fatores, incluindo a espécie, posição trófica e tamanho do corpo (Sward et al., 2019). O uso de ROVs menores e menos ruidosos, como no presente estudo, tem o potencial de reduzir distúrbios sonoros anteriormente observados com ROVs maiores em ambientes marinhos (McLean et al., 2020). No Reservatório de Lajes, observou-se que os peixes reagem de formas diferentes à presença do pequeno ROV, com alguns espécimes ignorando e outras aparentemente sendo atraídas pelo equipamento. Essas respostas, no entanto, pareciam ser pontuais e individuais, sem padrões claros para uma determinada espécie ou período do dia.

Outro ponto importante, é que a estrutura das assembléias de peixes observadas com ROV foram substancialmente diferentes daquelas previamente observadas com métodos tradicionais (i.e., redes de emalhar) no Reservatório de Lajes. As capturas com redes de emalhar (distribuídas nas margens durante o período noturno) mostraram *L. castaneus* como a espécie mais abundante, seguida pelos ciclídeos *C. rendalli* e *C. lacustris*, com abundância relativamente intermediária, e *P. lateristriga* com baixa frequência de captura (Araújo & Santos, 2001; Guedes et al., 2020; Araújo et al., 2021). No entanto, as estimativas acima mencionadas são invariavelmente distorcidas por diferentes razões. *Loricariichthys castaneus*, por exemplo, possui corpo coberto por placas ósseas e nadadeiras com acúleo bem desenvolvido, características morfológicas que facilitam o emaranhamento nas redes (Hamley, 1975), levando à superestimação dessa população. Por outro lado, os ciclídeos possuem acuidade visual avançada (Carleton, 2009) e podem evitar ativamente redes de emalhar, com consequente

subestimação de suas ocorrências. Já *P. lateristriga* ocupa habitats profundos, nos quais as redes de emalhar posicionadas nas margens não são efetivamente capazes de alcançar. Os ROVs, embora com seus próprios vieses embutidos, não dependem da captura ativa/passiva de peixes e podem amostrar eficientemente as áreas mais profundas do reservatório. Portanto, a aplicação de ROVs pode ajudar a contornar a seletividade dos métodos tradicionais, e contribuir com “fotografias” mais precisas das comunidades de peixes. No entanto, recomendamos futuros estudos metodológicos comparando ambas as técnicas simultaneamente para validar esta afirmação.

As características hidroambientais e o conhecimento prévio da ictiofauna do reservatório podem facilitar ou dificultar a realização dos vídeos transectos com ROV. Em ambientes onde a ictiofauna é desconhecida, a identificação das espécies pode ser potencialmente errônea, uma vez que algumas características utilizadas para taxonomia (e.g., raios nas nadadeiras) são difíceis de serem observadas por meio de vídeos. Além disso, em ambientes eutróficos (águas turvas) e fluxo turbulento, o procedimento de amostragem pode ser difícil devido à impossibilidade de capturar imagens nítidas dos peixes e realizar transectos retilíneos. Como os reservatórios geralmente apresentam fluxos ambientais bem demarcados, com gradientes de transparência e profundidade, a aplicação pode não ser adequada em estudos longitudinais (do rio à barragem). Recentemente, Lima et al., (2020) sintetizaram outros desafios de campo e as lições aprendidas com a aplicação de pequenos ROV por gestores de água na Holanda. Eles incluíram outros aspectos que também nos suscitaram preocupações, como o entupimento de hélices causado pela vegetação, o emaranhado da corda com objetos e obstáculos submersos, e a suspensão de sedimentos e detritos quando os veículos são operados próximos do fundo.

O desenvolvimento de ROVs compactos e com menor preço (a partir de R\$ 15 mil) tem tornado esta tecnologia cada vez mais acessível para aplicações ambientais. Programas tradicionais de amostragem em reservatórios (por exemplo, sonda hidroacústica, barco, sonda multiparâmetros, redes de emalhar) envolvem uma grande infraestrutura de equipamentos e um alto custo financeiro. Em contraste, pequenos ROV acoplados a sensores são armazenados em uma mala compacta e podem ser convenientemente manuseados a partir das margens por uma ou duas pessoas. Além disso, esses veículos fornecem observações *in situ* de peixes, seus comportamentos e associações de habitat que não podem ser determinados com métodos tradicionais (Sward et al., 2019). A capacidade de ser controlado dinamicamente em "tempo real" em uma

variedade de profundidades e habitats significa que o veículo pode inspecionar vastas áreas com supervisão constante e ser facilmente focado em áreas de interesse (Monk et al., 2020). Outros acessórios, como amostradores de sucção para fauna bentônica, braços robóticos, sonar, sistemas ópticos para quantificação de zooplâncton e hidrofones, fazem do ROV uma ferramenta flexível, com potencial para complementar ou até substituir métodos tradicionais de coleta de dados ambientais.

5.2 Assembléia de Peixes

Uma clara mudança na estrutura da assembléia de peixes foi encontrada ao longo do gradiente vertical com diferentes características ambientais. Ciclídeos não nativos, como tucunarés (*Cichla* spp.) e a tilápia (*C. rendalli*) ocorreram em faixas estreitas na zona litorânea, enquanto os Siluriformes nativos (*L. castaneus* e *P. lateristriga*) ocuparam uma distribuição vertical mais ampla e profunda, atingindo até 39 metros de profundidade. Este resultado mostra uma grande variedade de peixes utilizando as encostas íngremes do reservatório e a ausência de habitats completamente vagos. Antes de tentar explicar os padrões de distribuição observados, é oportuno ter em mente que Lajes é um antigo reservatório antigo (+ 120 anos), com dominância de condições lênticas sobre o eixo longitudinal, alto tempo de retenção de água (≈ 300 dias), e estratificado termoquimicamente durante o verão (Araújo & Santos, 2001; Branco et al., 2009; Soares et al., 2008; Guedes et al., 2020; Araújo et al., 2021). Além dessas características hidroambientais, a introdução de ciclídeos não nativos (tucunaré e tilápia) ocorreram há mais de 60 anos (Guedes et al., 2021).

Por esta razão, a dominância de ciclídeos na zona litorânea do reservatório é um efeito deletério de longo prazo resultante do estabelecimento bem-sucedido de espécies não nativas e consequente extirpação de peixes nativos. Na África tropical, as margens litorâneas dos reservatórios são ocupadas principalmente por ciclídeos nativos (Abobi & Wolff, 2020), que sofreram um grande processo de irradiação nos ambientes de água doce do continente (Brawand et al., 2014). Na América do Sul, porém, a fauna de água doce é dominada pela superordem Ostariophysi que inclui as ordens Siluriformes, Characiformes e Gymnotiformes, que juntas representam 74% de todas as espécies de água doce conhecidas na região (Reis et al., 2016). No Brasil, espécies com estratégias reprodutivas de equilíbrio, como ciclídeos, juntamente com pequenos caracídeos generalistas, têm conseguido sucesso ao ocupar zonas litorâneas de reservatórios mais

antigos (Agostinho et al., 2016). No entanto, a introdução de ciclídeos predadores, como o tucunaré, tem causado redução na abundância ou mesmo a extirpação completa de pequenos caracídeos em diferentes ambientes (Sharpe et al., 2017; Sastraprawira et al., 2020), um fenômeno que provavelmente ocorreu no Reservatório de Lajes. O sucesso do estabelecimento de ciclídeos não nativos em reservatórios está associado (mas não limitado) à estratégia reprodutiva de equilíbrio, como populações locais sedentárias, longas estações reprodutivas e cuidado parental, característica que parecem ser favorecidas pela diminuição da variabilidade hidrológica e aumento da estabilidade ambiental típica dos reservatórios (Mims & Olden, 2012).

A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de transição e profunda foram semelhantes, mas duas espécies merecem destaque nessas camadas profundas. Primeiro, *L. castaneus*, um bagre bentônico e tolerante à hipóxia, foi o principal indicador das zonas de transição e profunda. Em ambientes naturais como rios, essas espécies ocorrem tipicamente em áreas profundas estando intimamente associadas ao fundo (Costa et al., 2013). A construção de reservatórios expande habitats profundos e, conseqüentemente, o nicho potencial para a distribuição de peixes loricarídeos. Durante o verão, a estratificação da coluna d'água resulta em baixa disponibilidade de oxigênio nas camadas mais profundas, o que parece aumentar o deslocamento vertical dessas espécies para absorver o ar atmosférico (Guedes et al., 2020; Araújo et al., 2021), comportamento que pode ajudar a espécie a ocupar áreas com baixo teor de oxigênio nas camadas profundas dos reservatórios.

Por outro lado, o bagre *P. lateristriga* foi surpreendentemente a espécie com maior amplitude de distribuição vertical, ocorrendo em profundidades entre 1,1 e 38,7 metros. Esta espécie foi indicadora da zona profunda, caracterizada por condições hipóxicas, ausência de luz e menor estruturação de habitats físicos. Esta é uma descoberta nova e inesperada para esta espécie. *Pimelodella lateristriga* ocorre tipicamente em riachos rasos do Bioma Mata Atlântica, onde pode atingir grandes abundâncias (Mazzoni et al., 2010). A explicação para os padrões de distribuição tão divergentes entre ambientes naturais *versus* ambientes alterados não parece ser trivial. No entanto, espécies congêneres podem fornecer indícios de mecanismos latentes, como *P. kronei*, um troglóbio exclusivamente subterrâneo sem olhos e pigmentação, de baixa mobilidade e taxas metabólicas lentas, características que facilitam o uso de habitats com escassez de alimentos como as cavernas (Trajano, 2001). Seu provável ancestral epígeo *P. transitoria* exibe fototropismo negativo, com preferência por ambientes com baixa disponibilidade de luz (Parzefall &

Trajano, 2010). Neste estudo, a ocupação de estratos profundos do reservatório por *P. lateristriga* poderia ser vantajosa, à medida que risco de predação seria potencialmente reduzido, uma vez que os principais predadores, como os tucunarés, ocupam as camadas superiores. No entanto, estudos futuros que abordem interações bióticas e aspectos fisiológicos/ecológicos da distribuição de *P. lateristriga* são necessários para elucidar os mecanismos que levaram essa espécie comum em riachos rasos, a ocupar as áreas profundas do reservatório.

5.3 Abundância e Riqueza Vertical de Peixes

A maior abundância e riqueza de peixes foi observada na zona litorânea do reservatório, caracterizada por maiores níveis de oxigênio e temperatura da água, e habitats físicos mais estruturados e complexos, corroborando a principal hipótese deste estudo. Padrões semelhantes de diversidade foram observados na zona litorânea de diferentes reservatórios (e.g., Brosse et al., 2007; Gido et al., 2009; Říha et al., 2015; Agostinho et al., 2016; Baumgartner et al., 2018). A presença de árvores ou galhos submersos exerce um efeito estruturante na zona litorânea, mantendo e contribuindo para aumentar a abundância de espécies, não só em reservatórios recém-construídos, mas também em reservatórios mais antigos (Gois et al., 2012). Além disso, as temperaturas mais altas e a disponibilidade de oxigênio dissolvido nas camadas superiores são críticas para a fisiologia, energia, comportamento e crescimento dos peixes, podendo limitar a distribuição de certas espécies para as camadas superiores especialmente durante o período de estratificação termoquímica (Pollock et al., 2007; Winton et al., 2019; McMeans et al., 2020). Como resultado, a zona litorânea dos reservatórios é mais explorada pelos peixes para reprodução, alimentação e abrigo, sustentando assim maiores abundâncias e riqueza de peixes.

No Reservatório das Lajes, observamos a maior riqueza de peixes ocorrendo de forma consistente durante a noite nas três zonas verticais. Isso pode indicar potenciais migrações diárias horizontais, com algumas espécies ocupando as zonas pelágicas/batipelágicas durante o dia e migrando para as encostas íngremes do reservatório à noite. Embora não tenhamos informações suficientes para apoiar esta hipótese, padrões semelhantes de movimentos horizontais diários já foram observados em outros reservatórios, com padrões diferentes entre adultos e juvenis (ver Čech et al., 2005; Říha et al., 2015; Muška et al., 2018). As razões para a migração noturna de peixes

para as zonas litorâneas ainda são desconhecidas. No entanto, a principal razão parece ser descanso, eficiência bioenergética, oportunidades de alimentação e redução do risco de predação (Mehner, 2012; Muška et al., 2013). Fatores que acabam por promover mudanças na riqueza de espécies durante o ciclo diurno.

6 CONCLUSÕES

Fornecemos um dos primeiros insights sobre a aplicação de pequenos ROVs para monitorar peixes em reservatórios. Encontramos um gradiente vertical nas características ambientais com diferentes estruturas de assembléia de peixes ao longo das encostas íngremes do reservatório. Mostramos que maior abundância e riqueza de peixes foram observadas na zona litorânea, associadas à maior heterogeneidade ambiental. Também discutimos vieses, desafios e oportunidades da aplicação de ROV em reservatórios. O Reservatório de Lajes pareceu ser um caso de estudo adequado devido à predominância de condições lênticas, elevada transparência da água (até 6 m – Disco de Secchi) e extenso conhecimento prévio da ictiofauna. Em geral, a escassez de estudos aplicando ROV's em águas interiores ainda dificultam o estabelecimento de técnicas, protocolos e comparações robustos. Mas é exatamente essa lacuna que torna essa técnica promissora a novos debates e descobertas em águas interiores. Os drones subaquáticos podem ser uma valiosa ferramenta ambiental para a coleta simultânea de dados abióticos e bióticos, principalmente em reservatórios profundos, com habitats variáveis e complexos, resultando em avanços no monitoramento ambiental (Guedes et al., 2022).

7 REFERÊNCIAS

- Abobi, S. M. & M. Wolff, 2019. West African reservoirs and their fisheries: an assessment of harvest potential. *Ecohydrology & Hydrobiology* 20: 183–195.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1119–1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecology and Management of Fishery Resources in Reservoirs in Brazil. EDUEM, Maringá. (in portuguese)
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, N. C. L. Santos, J. C. G. Ortega & F. M. Pelicice, 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26–36.
- Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki, 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognoses on aging. In: Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Backhuys Publishers, São Carlos.
- Ambroso, S., Salazar, J., Zapata-Guardiola, R., Federwisch, L., Richter, C., Gili, J. M., Teixidó, N. 2017. Pristine populations of habitat-forming gorgonian species on the Antarctic continental shelf. *Scientific Reports* 7: 12251.
- Amend, M., Fox, D., Romsos, C. 2001. “2001 Nearshore Rocky Reef Assessment ROV Survey,” in Final Report for 2001 Grant Cooperative Agreement PS01053. (Oregon: Oregon Department of Fish and Wildlife, Marine Habitat Project, Marine Program).
- Alin, S., A. Cohen, R. Bills, M. Gashagaza, E. Michel, L. Tiercelin ... & G. Ntakimazi, 1999. Effects of Landscape Disturbance on Animal Communities in Lake Tanganyika, East Africa. *Conservation Biology* 13: 1017–1033.
- Araújo, F. G. & L. N. Santos, 2001. Distribution of fish assemblages in the Lajes Reservoir, Rio de Janeiro. *Brazilian Journal of Biology* 61: 563–576.
- Araújo, F. G., M. C. C. Azevedo, G. H. S. Guedes & W. Uehara, 2021. Assessment of changes in the ichthyofauna in a tropical reservoir in south-eastern Brazil: consequences of global warming?. *Ecology of Freshwater Fish Early View*, 10 May 2021.
- Baumgartner, M. T., G. Baumgartner & L. C. Gomes, 2018. Spatial and temporal variations in fish assemblage: testing the zonation concept in small reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 78: 487–500.

- Blabolil, P., L. R. Harper, S. Říčanová, G. Sellers, C. Di Muri, ... & B. Hänfling, 2021. Environmental DNA metabarcoding uncovers environmental correlates of fish communities in spatially heterogeneous freshwater habitats. *Ecological Indicators* 126: 107698.
- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre, 2011. *Numerical ecology with R*. Springer, New York.
- Branco, C. W. C., B. Kozłowsky-Suzuki, I. F. Sousa-Filho, A. W. S. Guarino, & R. J. Rocha, 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 14: 175–191.
- Brawand, D., C. Wagner, Y. Li, M. Malinsky, I. Keller, S. Fan, ... & F. Di Palma, 2014. The genomic substrate for adaptive radiation in African cichlid fish. *Nature* 513: 375–381.
- Comitê Brasileiro de Barragens, 2011. *A História das barragens no Brasil, Céculos XIX, XX e XXI: Cinquenta anos do Comitê Brasileiro de Barragens*. CBB, Rio de Janeiro. (in portuguese)
- Brosse, S., G. D. Grossman, S. & Lek, 2007. Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. *Freshwater Biology* 52: 448–458.
- Busch S. & T. Mehner, 2009. Hydroacoustic Estimates of Fish Population Depths and Densities at Increasingly Longer Time Scales. *International Review of Hydrobiology* 94: 91–102.
- Cáceres, M. & P. Legendre, 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566–3574.
- Carleton, K. 2009. Cichlid fish visual systems: mechanisms of spectral tuning. *Integrative Zoology* 4: 75–86.
- Clarke, K. R., P. J. Somerfield & M. G. Chapman, 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 55–80.
- Čech, M., M. Kratochvíl, J. Kubečka, V. Draštík & J. Matěna, 2005. Diel vertical migrations of bathypelagic perch fry. *Journal of Fish Biology* 66: 685–702.
- Costa, M. R., T. M. Mattos, J. L. Borges & F. G. Araújo, 2013. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 11: 871–880.

- Dias, R.M., A. G. Oliveira, M. T. Baumgartner, M. A. Angulo-Valencia & A. A. Agostinho, 2021. Functional erosion and trait loss in fish assemblages from neotropical reservoirs: The man beyond the environment. *Fish and Fisheries* 22: 377–390.
- Fernando, C. H. & J. Holčík, 1991. Fish in reservoirs. *International Review in Hydrobiology* 76: 149–167.
- Ferreira, D. L. P., Guedes, G. H. S., Silva, L. G., & Araújo, F. G., 2021. Resource partitioning among freshwater congeneric fishes (Loricariidae: Hypostomus): trophic, spatial, and temporal dimensions. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*.
- Frehse, F., Weyl, O. L. & Vitule, J. R. S., 2020. Comparison of visual census and underwater video for fish sampling in Neotropical reservoirs. *Environmental Biology of Fishes* 103: 1269–1277.
- Gido, K. B., J. F. Schaefer & J. A. Falke, 2009. Convergence of fish communities from the littoral zone of reservoirs. *Freshwater Biology* 54: 1163–1177.
- Goulon S., S. Westrelin, C. Samedy, R. Roy, J. Guillard & C. Argillier, 2018. Complementarity of two high-resolution spatiotemporal methods (hydroacoustics and acoustic telemetry) for assessing fish distribution in a reservoir. *Hydroécologie Appliquée* 20: 57–84.
- Gois, K. S., R. R. Antonio, L. C. Gomes & A. A. Agostinho, 2012. The role of submerged trees in structuring fish assemblages in reservoirs: two case studies in South America. *Hydrobiologia* 685: 109–119.
- Guedes, G. H. S., I. D. Gomes, A. A. Nascimento, F. S. Aguiar & F. G. Araújo, 2021. Equilibrium reproductive strategy of the peacock bass *Cichla kelberi* facilitates invasion into a Neotropical reservoir. *Journal of Fish Biology* 98: 743–755.
- Guedes, G. H. S., T. M. Mattos, G. S. Camilo, W. Uehara, D. L. P. Ferreira & F. G. Araújo, 2020. Artificial flow regime promotes abiotic and biotic gradients: Testing the concept of longitudinal zonation in an off-river reservoir. *Ecohydrology & Hydrobiology* 20: 256–264.
- Guedes, G. H. S., Araújo, F. G., 2022. Underwater drones reveal different fish community structures on the steep slopes of a tropical reservoir. *Hydrobiologia* 849, 1301–1312.
- Hamley, J. M., 1975. Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 32: 1943–1969.
- Higgs, N. D., Gates, A. R., Jones, D. O., 2014. Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. *PLoS ONE*, 9:96016.

- Hsieh, T. C., K. H. Ma & A. Chao, 2016. iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451–1456.
- Jude, D. J., Sumeren, H. W. V., Lutchko, J., 2022. First documentation of spawning by deepwater sculpins in the Great Lakes and potential impacts of round gobies. *Journal of Great Lakes Research* 48: 614–619.
- King, A. J. A., et al., 2018. Efficacy of remote underwater video cameras for monitoring tropical wetland fishes. *Hydrobiologia* 807: 145– 164.
- Kay, M. & J. Wobbrock, 2020. ARTool: Aligned Rank Transform for Nonparametric Factorial ANOVAs. DOI: 10.5281/zenodo.594511, R package version 0.10.8, <https://github.com/mjskay/ARTool>
- Klippel, G., R. L. Macêdo & C. W. C. Branco, 2020. Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 25: 214– 229.
- Kubečka, J., E. Hohašová, J. Matěna, J. Peterka, U. S. Amarasinghe, S. A. Bonar, ... & I. J. Winfield, 2009. The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress. *Fisheries Research* 96: 1–5.
- Lovalvo D, Clingenpeel SR, McGinnis S, Macur RE, Varley JD, Inskeep WP, et al. (2010). A geothermal-linked biological oasis in Yellowstone Lake, Yellowstone National Park, Wyoming. *Geobiology* 8: 327– 336.
- Lewis, V. M., 2009. Ecological zonation in lakes. In: Likens, G (eds), *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier, Oxford.
- Lima, R. L. P., F. C. Boogaard & R. E. de Graaf-van Dinther, 2020. Innovative water quality and ecology monitoring using underwater unmanned vehicles: field applications, challenges and feedback from water managers. *Water* 12: 1196.
- Lucas, M. C. & E. Baras, 2000. Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 1: 283–316.
- Luzzi, B. et al., 2014. Theory and Standards. In: Christ RD, Wernli RL. *The ROV Manual: A User Guide for Remotely Operated Vehicles*. Second Edition, 712 pp.
- Mallet, D., Pelletier, D. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154:44–62.
- Matthews, W. J., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman and Hall, New York.

- Mazzoni, R., Moraes, M., Rezende, C. F., Iglesias-Rios, R., 2010. Diet and feeding daily rhythm of *Pimelodella lateristriga* (Osteichthyes, Siluriformes) in a coastal stream from Serra do Mar - RJ. *Brazilian Journal of Biology* 70: 1123–1129.
- McLean, D. L., M. J. G. Parsons, A. R. Gates, M. C. Benfield, T. Bond, D. J. Booth, ... & D. B. O. Jones, 2020. Enhancing the scientific value of industry Remotely Operated Vehicles (ROVs) in our oceans. *Frontiers in Marine Science* 7: 1–20.
- McMeans, B. C., K. S. McCann, M. M. Guzzo, T. J. Bartley, C. Bieg, P. J. Blanchfield, & B. J. Shuter, 2020. Winter in water: differential responses and the maintenance of biodiversity. *Ecology Letters* 23: 922–938.
- Mehner, T., 2012. Diel vertical migration of freshwater fishes – proximate triggers, ultimate causes and research perspectives. *Freshwater Biology* 57: 1342–1359.
- Mims, M. C. & J. D. Olden, 2012. Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology* 93: 35–45.
- Monk, J., N. Barrett, T. Bond, A. Fowler, D. McLean, J. Partridge, ... & J. Williams, 2020. Field manual for imagery-based surveys using remotely operated vehicles (ROVs). In: *Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters*, (Eds: Przeslawski, R., Foster, S.). National Environmental Science Programme (NESP). <https://rov-field-manual.github.io/>
- Murrie, A., B. Rosenthal, C. R. Saab, G. Durward & P. B. MacInnes, 2014. Theory and standards. In: Christ, R. D. & R. L. Wernli (eds), *The ROV manual: A user guide for remotely operated vehicles*. Butterworth, Heinemann.
- Muška, M., M. Tušer, J. Frouzová, V. Draštík, M. Čech, T. Jůza, ... & J. Kubečka, 2013. To migrate, or not to migrate: partial diel horizontal migration of fish in a temperate freshwater reservoir. *Hydrobiologia* 707: 17–28.
- Muška, M., M. Tušer, J. Frouzová, T. Mrkvička, D. Ricard, J. Sed'a, ... & J. Kubečka, 2018. Real-time distribution of pelagic fish: combining hydroacoustics, GIS and spatial modelling at a fine spatial scale. *Scientific Reports* 8: 5381.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, R. Peter ... & H. Wagner, 2019. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, A. G., L. C. Gomes, J. D. Latini, & A. A. Agostinho, 2014. Implications of using a variety of fishing strategies and sampling techniques across different biotopes to determine fish species composition and diversity. *Natureza & Conservação* 12: 112–117.

- Oliveira, E. F. & E. Goulart, 2008. Distribuição espacial de peixes em ambientes lânticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 22: 445–453.
- Parzefall, J. & E. Trajano, 2010. Behavioral patterns in Subterranean Fishes. In: Trajano, E., M. E. Bichuette & B. G. Kapoor (eds), *Biology of Subterranean Fishes*. Science Publishers, USA.
- Pollock, M. S., L. M. J. Clarke & M. G. Dubé, 2007. The effects of hypoxia on fishes: from ecological relevance to physiological effects. *Environmental Reviews* 15: 1–14.
- Pollom, R. A. & G. A. Rose, 2016. A global review of the spatial, taxonomic, and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environmental Reviews* 24: 333–347.
- Porto, C. P., Casarim, R., Prado, I. G. & Santos Pompeu, P., 2022. Vertical distribution of fish in the deepest Brazilian reservoir. *Fisheries Management and Ecology*, 29, 310–318.
- US Geological Survey, 2018. Lakes and reservoirs—Guidelines for study design and sampling: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 9, chap. A10, 48
- Prado, I. G. & P. S. Pompeu, 2017. Diel vertical migration of fish in a Neotropical reservoir. *Marine and Freshwater Research* 68: 1070.
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Raoult, V., Tosetto, L., Harvey, C., Nelson, T. M., Reed, J., Parikh, A., Chan, A. J., Smith, T. M., Williamson, J. E., 2020. Remotely operated vehicles as alternatives to snorkellers for video-based marine research. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 522 (2020), p. 151253.
- Reis, R. E., J. S. Albert, F. Di Dario, M. M. Mincarone, P. Petry & L. A. Rocha, 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology* 89: 12–47.
- Říha, M., D. Ricard, M. Vašek, M. Prchalová, T. Mrkvička, T. Jůza, ... & J. Kubečka, 2015. Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir. *Hydrobiologia* 747: 111–131.
- Ryer, C. H., Stoner, A. W., Iseri, P. J., Spencer, M. L., 2009. Effects of simulated underwater vehicle lighting on fish behavior. *Marine Ecology Progress Series* 391:97-106.
- Sastraprawira, S. M., I. H. Abd. Razak, S. Shahimi, S. Pati, H. A. Edinur, A. B. John, ... & B. R. Nelson, 2020. A review on introduced *Cichla* spp. and emerging concerns. *Heliyon* 6: e05370.

- Sharpe, D. M. T., L. F. De León, R. González & M. E. Torchin, 2017. Tropical fish community does not recover 45 years after predator introduction. *Ecology* 98: 412–424.
- Soares, M. C. S., M. M. Marinho, V. L. M. Huszar, C. W. C. Branco & S. M. F. Azevedo, 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 13: 257–269.
- Straškraba, M. & J. G. Tundisi, 2013. *Water Quality Management of Dams*. Oficina de Textos, São Paulo. (in portuguese).
- Strayer, D. L. & S. E. G. Findlay, 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72: 127–63.
- Sward, D., J. Monk & N. Barrett, 2019. A systematic review of remotely operated vehicle surveys for visually assessing fish assemblages. *Frontiers in Marine Science* 6: 134.
- Trajano, E., 2001. Ecology of Subterranean Fishes: An Overview. *Environmental Biology of Fishes* 62: 133–160.
- Thornton, K. W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE. (Eds.). *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, New York, pp. 1–15.
- Trenkel, V. M., Chris Francis, R. I. C., Lorance, P., Mahévas, S., Rochet, M. J., Tracey, D. M., 2004. Availability of deep-water fish to trawling and visual observation from a remotely operated vehicle (ROV). *Marine Ecology Progress Series* 284: 293–303.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- Winton, R. S., E. Calamita & B. Wehrli, 2019. Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences* 16: 1657–1671.

