



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS

CAMPUS DE PORTO NACIONAL

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MESTRADO ACADÊMICO EM
BIODIVERSIDADE ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

RAYNA DE MELO CARVALHO

**APLICAÇÃO DE VÍDEO REMOTO SUBAQUÁTICO ISCADO
(BRUV) NA AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA DE UM
RIACHO DO CERRADO BRASILEIRO**

Porto Nacional/TO
2021

RAYNA DE MELO CARVALHO

**APLICAÇÃO DE VÍDEO REMOTO SUBAQUÁTICO ISCADO
(BRUV) NA AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA DE UM
RIACHO DO CERRADO BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Ecologia e Conservação. Foi avaliada para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Ecologia e Conservação e aprovada em sua forma final pelo orientador e pela Banca Examinadora.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Nilton Alves Pereira

Porto Nacional/TO
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

C331 a Carvalho, Rayna de Melo.

Aplicação de vídeo remoto subaquático iscado (BRUV) na amostragem da ictiofauna de um riacho do cerrado brasileiro. / Rayna de Melo Carvalho. – Porto Nacional, TO, 2021.

55 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Porto Nacional - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Biologia, Ecologia e Conservação, 2021.

Orientador: Thiago Nilton Alves Pereira

1. BRUV. 2. Métodos. 3. Ictiofauna. 4. Córrego. I. Título

CDD 577

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

RAYNA DE MELO CARVALHO

**APLICAÇÃO DE VÍDEO REMOTO SUBAQUÁTICO ISCADO (BRUV)
NA AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA DE UM RIACHO DO
CERRADO BRASILEIRO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Ecologia e Conservação. Foi avaliada para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Ecologia e Conservação e aprovada em sua forma final pelo orientador e pela Banca Examinadora.

Data de aprovação: 14/06/2021

Banca Examinadora

Prof. Dr. Prof. Dr. Thiago Nilton Alves Pereira (Orientador), UFT

Prof. Dr. Fernando Mayer Pelicice, UFT

Prof. Dr. Mac David da Silva Pinto

Porto Nacional - TO, 2021

*Aos meus pais, Erondina e Raimundo por tudo
que fizeram para que eu chegasse até aqui,
Aos meus irmãos Fabiola, Elly e Cyd por todo
carinho,
Ao meu esposo companheiro de todas as
horas,
Aos meus amigos de caminhada Taluany,
Sharles e Thiago Nilton.*

“A persistência é o menor caminho do êxito”.
(Charles Chaplin).

AGRADECIMENTOS

Seria preciso outra dissertação para agradecer a cada pessoa que participou comigo dessa jornada do mestrado de forma direta ou indireta. Porém, quero expressar minha imensa gratidão a minha família principalmente ao meu pai Raimundo Nonato e a minha mãe Erondina Benício que vibram com cada conquista minha e que sempre tem bons conselhos para os momentos ruins.

Agradeço aos meus irmãos Fabiola Carvalho, Elly Carvalho, Cyd de Melo que sempre me transmitem força e que mesmo à distância são fonte de energia na minha caminhada.

Agradeço de forma peculiar ao meu marido e companheiro Helves Belmiro que acompanhou de perto cada detalhe dessa árdua caminhada sempre apoiando e sem nunca medir esforços para me ver bem.

Agradeço todos os colegas de turma do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ecologia e Conservação pelos anos de convívio, boas conversas e risadas que nunca serão esquecidas em especial, Geovana Andrade, Lucas Bezerra e Iury Andrade.

Agradeço em particular aos meus amigos, irmãos dos babados fortíssimos, as joias mais valiosas que o mestrado me deu: Charles Borges, que me salvou incontáveis vezes das mais variadas situações e fez questão de me acompanhar em todas as coletas do trabalho e a Taluany Nascimento, a mulher dos bons conselhos, com quem tive a honra de dividir o teto, os choros e risadas do último mês de estadia.

Agradeço ao meu orientador e amigo Dr. Thiago Nilton Alves Pereira pela paciência, o acompanhamento, os bons conselhos, por ser um homem de coração tão imenso.

Por fim, agradeço a agência de fomento CNPq que possibilitou a realização da pesquisa e ao Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Ecologia e Conservação (PPGBec) com todos os seus excelentes profissionais por todo o conhecimento que nos foi proporcionado durante esses dois anos.

RESUMO

Existem mais de 32 mil espécies de peixes no mundo, sendo cerca de 43% são exclusivas de água doce mesmo sendo esse habitat representante de apenas 1% da superfície do globo terrestre. No intuito de conhecer essa grande riqueza de espécies, os estudos com ictiofauna utilizam diversos métodos de amostragem. Com o avanço da tecnologia o uso de câmeras em pesquisas científicas torna-se cada vez mais comum. O estudo destes métodos e suas aplicações podem auxiliar no conhecimento e/ou monitoramento de locais que necessitem de observações constante da ictiofauna. Assim, o presente trabalho analisou o desempenho do uso de Vídeo Remoto Subaquático Iscado (BRUV) em relação à métodos ativos na amostragem da composição da ictiofauna do Córrego Capivara, verificando a existência de gradiente ambiental no córrego e sua relação com o desempenho de amostragem do BRUV e da técnica ativa. Para verificar esse gradiente foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA); para análises de riqueza em cada método foi construída a curva do coletor além de um escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para comparar a riqueza capturada por cada método de amostragem. Verificou-se assim que os pontos a montante mostraram menos interferência do lago em relação aos pontos a jusante com altas taxas de riqueza e abundância nos locais intermediários. O método ativo apesar de mais eficiente que a BRUV não foi suficiente para atingir todos os micro-habitat presentes no córrego enquanto o método passivo apesar de haver um gradiente ambiental, o que teoricamente ofereceria nos locais próximos a nascente do córrego um ambiente favorável para o uso da BRUV, não houve visibilidade suficiente para identificar os indivíduos em níveis taxonômicos menores que família para a maioria dos indivíduos. Nos dois métodos foi possível observar a presença de pequenos Characiformes em locais de melhores visibilidade, baixas temperaturas e ausência destes em locais com baixa visibilidade, altas temperaturas. Assim, conclui-se chamando-se atenção para a ineficiência do vídeo nesse tipo de córrego e a necessidade de testes com variáveis e ambientes diferentes para auxiliar na escolha dos melhores métodos a serem utilizados de acordo com as características ambientais do local de amostragem.

Palavras-chaves: BRUV. Métodos. Ictiofauna. Córrego. Cerrado.

ABSTRACT

There are more than 32 thousand species of fish in the world, about 43% of which are exclusive to fresh water, and this habitat represents only 1% of the surface of the globe. In order to know this great richness of species, the studies with ichthyofauna use several sampling methods. With the advancement of technology, the use of cameras in scientific research is becoming more and more common. The study of these methods and their applications can assist in the knowledge and / or monitoring of sites that require constant analysis of the ichthyofauna. Thus, the present study analyzed the performance of the use of Underwater Remote Baited Video (BRUV) in relation to the active methods in sampling the composition of the ichthyofauna of the Capivara Stream, verifying the existence of an environmental gradient in the stream and its relationship with the performance of the BRUV and the active technique. To verify this gradient, a Principal Component Analysis (PCA) was performed; for richness analyzes in each method, the collector curve was built in addition to a non-metric multidimensional scaling (nMDS) to compare the richness captured by each sampling method. It was thus verified that the upstream points showed less interference from the lake in relation to the downstream points with high richness and abundance rates in the intermediate sites. The active method, despite being more efficient than BRUV, was not sufficient to reach all the micro-habitat present in the stream, while the passive method, despite an environmental gradient, which theoretically would offer a favorable environment for the stream in places near the source of the stream. use of BRUV, there was not enough visibility to identify individuals at lower taxonomic levels than family for most individuals. In both methods it was possible to observe the presence of small Characiformes in places with better visibility, low temperatures and their absence in places with low visibility, high temperatures. Thus, it is concluded by calling attention to the inefficiency of video in this type of stream and the need for tests with different variables and environments to assist in choosing the best methods to be used according to the environmental characteristics of the sampling location.

Key-words: BRUV. Methods. Ichthyofauna. Stream. Cerrado.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Média e desvio padrão total das variáveis ambientais.....	15
Tabela 2	Média e desvio padrão das variáveis ambientais nos pontos de amostragem.....	19
Tabela 3	Caracterização dos pontos de amostragem selecionados no Córrego capivara, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil.....	20
Tabela 4	Composição taxonômica dos peixes do Córrego Capivara observados/ capturados pelo método passivo e ativo Distrito Luzimangues, Porto Nacional- TO.....	35
Tabela 5	Média da abundância de espécies capturadas pelo método passivo em cada ponto de coleta no Córrego capivara, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil.....	35

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Mapa do local de amostragem com a disposição dos pontos de coleta no córrego capivara, bacia do rio Tocantins, distrito de Luzimangues, município de Porto Nacional, TO, Brasil 9
Figura 2	Mapa dos pontos de coleta ao longo da extensão do Córrego Capivara, bacia do rio Tocantins, Distrito de Luzimangues, município de Porto Nacional, TO- Brasil.....11
Figura 3	Estrutura da BRUV12
Figura 4	Análise de Coordenadas Principais (PCA) para os pontos de coleta ao longo da extensão do Córrego Capivara..... 17
Figura 5	Box-plot correlacionando os scores do PCA com os pontos de amostragem..... 18
Figura 6 A- E	Exemplares representativos das espécies do córrego capivara capturadas ativamente, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil..... 51
Figura 7	Exemplares representativos das espécies capturadas passivamente no córrego Capivara, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil..... 56
Figura 8	Curva de acumulação de espécies para cada método de amostragem..... 19
Figura 9	Análise multivariada nMDS (<i>Non-Metric Multidimensional Scaling</i>) comparando a ocorrência de espécies em cada um dos métodos de amostragem..... 33

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BRUV	Vídeo Remoto Subaquático Iscado
UFT	Universidade Federal do Tocantins
RUV	Vídeo Remoto Subaquático
H- RUV	Vídeo Remoto Subaquático horizontal
V-RUV	Vídeo Remoto Subaquático vertical
AC-H-RUV	Vídeo Remoto Subaquático Horizontal com acústica
AC-HV-RUV	Vídeo Remoto Subaquático Vertical e Horizontal com acústica
ROT-H-RUV	Vídeo Remoto Subaquático horizontal com rotação
UHE	Usina Hidroelétrica
PCA	Análise de Componentes Principais

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
1.1 Técnicas de amostragem ativa.....	15
1.2 Técnicas de amostragem passiva	16
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo geral	20
2.2 Objetivos específicos	20
3 METODOLOGIA	21
3.1 Área de estudo	21
3.2 Desenho Experimental	22
3.3 Coleta passiva e análise de vídeos	23
3.4 Coleta ativa	25
3.5 Análise estatística	25
4 RESULTADOS E DISCUSÃO	26
4.1 Variáveis abióticas	26
4.2 Riqueza.....	30
4.3 Abundância	35
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
REFERÊNCIAS.....	39
APÊNDICE A: COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DE CADA MÉTODO	44
APÊNDICE B: EXEMPLARES REPRESENTATIVOS DAS ESPÉCIES DE CADA MÉTODO.....	50

1 INTRODUÇÃO

Existem mais de 32.000 espécies de peixes no mundo, sendo cerca de 43% exclusivas de água doce mesmo sendo esse habitat representante de apenas 1% da superfície do globo terrestre (NELSON, 2016). Só para o Brasil, é atualmente conhecido 3500 espécies de peixes de água doce (CASTRO, 2021). Além disso, o número de espécies descritas aumenta a cada ano, e ainda assim, há um grande número de táxons desconhecidos pela ciência e todas sofrendo constantes interferências humanas (TEJERINA-GARRO et al, 2005; FROESE & PAULY, 2020).

No intuito de conhecer essa grande riqueza de espécies, os estudos em ictiologia utilizam diversos métodos de amostragem cuja a escolha varia de acordo com os objetivos a serem atingidos pela pesquisa. Lagler (1978) recomenda que para escolher o método a ser utilizado é necessário conhecer: a hidrografia do local, já que aspectos ambientais podem afetar a distribuição espacial dos peixes; aspectos biológicos e ecológicos das espécies, para assim adaptar o método de coleta ao hábito de vida dos peixes; e por fim conhecer várias formas de amostragem e suas aplicações derivadas dos dois primeiros fatores citados (hidrografia do local e biologia das espécies). Isso porque a diversidade de habitats aquáticos leva os peixes a possuírem diferentes especializações ecológicas e conseqüentemente diferentes técnicas são utilizadas para os estudos da ictiofauna (LAGLER, 1978).

Assim, os métodos podem ser classificados em ativos (POSSAMAI et al., 2014) ou passivos (EBNER & MORGAN, 2013) de acordo com interferência do coletor e de seus instrumentos no ambiente estudado. As técnicas ativas são caracterizadas pela presença contínua do pesquisador e, portanto, uma interferência direta no local de amostragem utilizando instrumentos como rede de arrasto, pesca de anzol, tarrafas, dentre outros. Por outro lado, os métodos passivos, em que a amostragem é indireta, ou seja, não há presença do coletor de forma contínua, incluem técnicas de atração e armadilhas como, por exemplo, os covos e as técnicas observacionais como censos visuais subaquático e observações com aparelhos de filmagem (DUFECH, 2009; GILBSON & BARBOUR, 1996).

1.1 Técnicas de amostragem ativa

Mediante os diversos fatores que limitam a amostragem aquática, como disponibilidade de recurso financeiros, extensão territorial da amostragem, e as características intrínsecas de cada espécie, é necessário otimizar os protocolos de amostragem sem prejuízos a qualidade das informações (KALLIMANIS et al., 2012). Para isso, existem diversas técnicas ativas com características próprias que podem ser utilizadas dependendo dos fatores físicos, químicos e morfométricos do local a ser estudado (MALABARBA & REIS, 1987; VANZOLINI & PAPAVERO 1967).

Técnicas ativas comumente utilizadas nas pesquisas incluem, rede arrasto, tarrafa, e redes de mão (peneiras e puçás) (HAYES, 1983). Nessas técnicas o ambiente e o comportamento do peixe junto as habilidades do coletor podem influenciar na seletividade do método. As redes de arrasto são limitadas a locais sem obstáculos, com ausência ou pouca correnteza (UIEDA, 1995). Para utilizar a tarrafa os coletores geralmente as lançam em locais mais rasos de forma manual de tal maneira que a mesma abra o máximo possível antes de cair na água e ao atingir a água a rede afunde de forma imediatamente (UIEDA & CASTRO, 1999). As peneiras e puçás são geralmente utilizadas nas margens em locais de forte correnteza e substrato rochoso e, portanto, restringe-se à captura de espécimes de pequeno porte.

Ao contrário das técnicas anteriormente citadas a pesca elétrica é um método mais complexo e seu manuseio deve ser extremamente cauteloso. Ele captura os indivíduos através da produção de um campo elétrico na água com dois eletrodos. De acordo com a intensidade da corrente elétrica os peixes paralisados ou mortos (MALABARBA & REIS, 1987). Sua utilização geralmente tem um custo financeiro alto, porém, se mostra bem eficiente em ambientes onde a água possui alta condutividade como, por exemplo, cabeceiras de córregos e riachos (UIEDA & CASTRO, 1999). Nesses locais apetrechos de pesca grandes (como rede de espera e tarrafa) não surtem o efeito esperado, enquanto a corrente elétrica atinge todos os espécimes presentes no seu raio de alcance com maior intensidade em indivíduos de menor porte e menor intensidade em indivíduos de grande porte (VAZZOLER, 1996).

A presença do coletor na grande maioria dos métodos ativos provoca alterações no micro-habitat (UIEDA & CASTRO, 1999). Eles são, no entanto, métodos amplamente utilizados para estudos taxonômicos, morfológicos, levantamentos ecológicos ou faunísticos rápidos (VANZOLINI & PAPAVERO 1967; CASTRO et al., 2003,

BARTOLETTE et al., 2017). Além disso, devido a seletividade de cada método já apresentado é comum a utilização de protocolos de para o uso de variadas técnicas ao mesmo tempo que apesar de dispendiosos podem “garantir” amostragens mais representativas e mais eficaz que qualquer uma individualmente (MENDONÇA et al, 2005).

1.2 Técnicas de amostragem passiva

Pela procura de um método cada vez menos invasivos as técnicas passivas passam a ser aplicadas geralmente em monitoramento de locais que necessitem de observações constante da ictiofauna, como Unidade de Conservação de Proteção Integral, áreas de preservação, dentre outros. como bioindicadores do ambiente (DUFECH, 2009; GILBSON & BARBOUR, 1996).

Dentre os métodos passivos de captura de peixes estão as redes de espera (HUBERT, 1983). Essas redes são confeccionadas com linha de nylon monofilamento, com tamanhos variados, utilizando-se normalmente boias na parte superior e chumbos na inferior, afim de que a rede permaneça de forma vertical na coluna d’água (MALABARBA & REIS, 1987). A variação na malha filtra o tamanho dos espécimes a serem capturados, assim, apenas os indivíduos que tem tamanho para ficar presos pelo opérculo ou espinhos da nadadeira são capturados, enquanto a altura e comprimento total da rede determinam os locais de captura, ou seja, grandes redes capturam tanto espécies adaptadas a locais mais próximos a coluna d’água quanto mais profundos e vise-versa (UIEDA & CASTRO, 1999). Hubert (1983) afirma que essa técnica é eficaz por ser de simples utilização, já que em poucos treinos de instalação de redes já se consegue manuseá-la, e é possível obter dados importantes de abundância relativa de diversas espécies.

Outro método considerado passivo são os covos que são confeccionados artesanalmente com formatos e materiais variados com iscas atrativas em seu interior. Eles são instalados no fundo da coluna d’água com a entrada voltada para locais de passagem de peixes e por isso são preferíveis para captura de peixes que forrageiam próximo ao fundo, à vegetação da margem, além disso, pode ser utilizado por vários dias seguidos, independentes de condições climáticas por exemplo (MALABARBA & REIS, 1987; UIEDA & CASTRO, 1999). Essa técnica seleciona a captura de espécimes de acordo com o tipo isca utilizada e o tamanho da abertura da armadilha, influenciando,

respectivamente, na captura de guildas tróficas e tamanho dos espécimes (POSSAMAI et al., 2014).

As técnicas citadas acima não alteram a estrutura do ambiente, porém, em todas elas há a retirada dos espécimes do ambiente para estudos em laboratório. Então, a partir da década de 50 técnicas de censo visual e com estações remotas de vídeos subaquáticos (“Remote Underwater Video” – RUV) começaram a ser utilizadas em estudos científicos. O termo “vídeo subaquático” envolve um grande número de técnicas desenvolvidas em torno de todo o mundo, utilizadas em diversos locais e para variadas finalidades como: inventários da ictiofauna, estimativas de diversidade, abundância (CAPPO et al., 2006, BROOKS et al., 2011), distribuição, uso do habitat (BECKER et al., 2010, BIRT et al., 2012), padrões de atividades comportamentais diurnos e sazonais no habitat natural (HARVEY et al., 2012, COGHLAN et al., 2017), avaliação de áreas de proteção ambiental (CAPPO et al., 2003, LANGLOIS et al., 2006), dentre outros. Além disso, essas novas técnica facilitavam a realização de estudos por extensos períodos de tempo ou que necessitavam de monitoramentos frequentes; e em trabalhos com grande número de réplicas (BARNES, 1952; LAFOND, 1968; MALLETA & PELLETIER, 2014).

Mallet & Pelletier (2014) fizeram uma detalhada revisão de métodos com uso de vídeo subaquático em ambientes marinhos e encontraram pelo menos nove diferenciações nas estruturas técnicas de RUV’s (4 H-RUV, 2 V-RUV, AC-H-RUV, AC-HV-RUV e ROT-H-RUV)¹ aplicadas até o ano de 2012. Apesar dessas variações os resultados obtidos podem ser comparados entre si.

Esses métodos, no entanto, são poucos implementados em áreas dulcícolas, pois até o momento há registro de seu uso nos Estados Unidos da América (KARATAYEV et

¹ **H-RUV**: Vinculado à plataforma móvel; Equipamento adicional: seis holofotes; **AC-H-RUV**: Ligado ao painel de controle do laboratório por um cabo multicondutor. Duração: 24 h. Ângulo de visão da lente: amplo. 2 holofotes, hidrofones, projetor de som; **AC-HV-RUV**: Ligado ao painel de controle do laboratório. Energia fornecida por um cabo submarino. Duração da observação: 24 h. Mecanismo de pan tilt (360° horizontalmente e 50° verticalmente), ângulo de visão da lente: amplo. Limpador de parabrisa controlado remotamente, liberando uma substância tóxica, hidro fones, projetor de som; **H-RUV** Autônomo. Duração da observação: 1 semana. Ângulo de visão da lente: amplo. Refletores de flash laterais (bateria de 12 V em caixa separada), Temporizador eletrônico (baterias de 6 V); **V-RUV** Autônomo NA. Duração da observação: 240 h (20 dias). Câmera preto e branco, cronômetro eletrônico. Gravador de vídeo de lapso de tempo adicional; **V-RUV** Câmera de vídeo voltada para baixo, fixada no ápice de uma pirâmide de aço inoxidável. Ligado ao barco. Câmera preta e branca conectada a um laptop. Iluminação infravermelha adicional; **H-RUV** Ligado ao laboratório, streaming de vídeo na Internet. Gravação contínua: Câmera colorida. Iluminação adicional para o período noturno; **H-RUV** Ligado ao laboratório, transmissão de áudio e vídeo para streaming de internet. Mecanismo de pantilt (360° horizontalmente e 210° verticalmente); **ROT-H-RUV** 2 caixas à prova d’água conectadas por um eixo. A carcaça inferior do motor aciona a carcaça superior. Rotações programadas de 60° a cada 30 segundos. Autônomo. Duração da observação: 9 min (ou seja, 3 rotações). Câmera colorida HD, ângulo de visão da lente: 60°

al, 2018; WILSON et al., 2014; 2015, BRANIGAN et al., 2018), África (ELLENDER et al., 2012), na Austrália (KING et al., 2018; EBNER et al., 2009; EBNER et al., 2015) e na França (BOULÊTREAU et al., 2018).

A contribuição dos métodos de amostragem com imagens para o conhecimento científico no ambiente marinho trouxe consigo também melhorias técnicas para o seu uso. Por exemplo, a adição de um recipiente com iscas a estrutura da RUV, que caracteriza a estrutura de uma BRUV (“Baited Remote Underwater Video”), teve suas primeiras aplicações nos anos 90 (ELLIS, 1995).

De acordo com o desenvolvimento da tecnologia, o uso desses equipamentos foi testado o tempo apropriado de permanência das câmeras (GLADSTONE et al., 2012; HARASTI et al., 2015), a influência da velocidade da água, o tipo e tamanho da isca (de origem animal, vegetal, industrializada, mistas, e etc.) (GHAZILOU et al., 2016) e ampliado para abranger outros objetivos de pesquisa como, por exemplo, aplicação em latitudes diferentes (HARASTI et al., 2018), e para atração de espécies específicas (HARVEY et al., 2007). Por outro lado, todas as técnicas que usam captura de imagens são altamente dependentes das condições ambientais para visualização dos espécimes sendo ainda sugerido, sempre que possível, a combinação com métodos ativos (MALLET & PELLETIER, 2014; UIEDA & CASTRO, 1999).

Atualmente, pesquisas com técnicas de vídeos em ambientes marinhos contam com a colaboração de diversas instituições de pesquisa do mundo todo para atualização de dados do repositório *on-line* (<https://globalarchive.org/geodata/explore/>) criado para facilitar a organização e compartilhamento de informações como, por exemplo, calibração câmeras estéreo e imagem de fauna marinha registradas em outros trabalhos já realizados. Mediante a essa expansão, Whitmarsh et al (2017) propôs que talvez não seja possível estabelecer um padrão de aplicação da técnica em ambiente marinho e sim esperar que em cada aplicação seja disponibilizado informações suficientes para que seja estabelecida comparações com as diversas conformações das BRUV já utilizadas.

Cabe ressaltar que quase a totalidade das aplicações de BRUV foram realizadas em ambientes marinhos. Em ambientes de água doce, o uso de BRUV foi aplicado em sua maioria na Austrália (FULTON et al., 2012, EBNER & MORGAN, 2013, EBNER et al., 2015, COUSINS et al., 2017), na Amazônia brasileira em um rio de grande porte (SCHMID et al., 2016) e alguns trabalhos não publicados realizados na região sudeste brasileira em ambientes de riacho (TIBÚRCIO, 2018; DE OLIVEIRA MELO, 2018).

Dentre os trabalhos brasileiros Tibúrcio (2018) chegou à conclusão de que o uso de câmeras foi eficiente na amostragem, principalmente para espécies raras e pouco abundantes, porém, a utilização de diferentes iscas não mostrou interferência significativa na composição da comunidade. O trabalho apontou ainda para a possibilidade de testes com iscas mistas, ou seja, iscas compostas por material de origem vegetal e animal juntos. No mesmo ano (2018) verificou outro trabalho verificou um bom desempenho da BRUV nos testes em diferentes altitudes mesmo que a captura de determinadas espécies encontradas na lâmina d'água tenha sido subestimadas já que a câmera foi posicionada no substrato (DE OLIVEIRA MELO, 2018).

Vale lembrar que para todas as metodologias a serem utilizadas, sejam elas ativas ou passivas, e em todos os locais o esforço amostral deve ser bem esclarecido, pois de acordo com a qualidade dessa amostragem os trabalhos podem gerar resultados e interpretações diferentes, complicando, assim, a comparação de padrões entre as assembleias estudadas e entre as literaturas já existentes (BONAR et al., 2009; JUNQUEIRA et al., 2020).

Sabendo também que as informações a respeito da aplicação de técnicas passivas são limitadas em ambientes de água doce e que sua aplicação pode possivelmente contribuir para o conhecimento e monitoramento da ictiofauna de córregos e riachos neotropicais, o presente trabalho verificou a eficiência do método passivo (BRUV) em um córrego do Cerrado brasileiro e analisou, dessa forma, as eficiências e limitações do método passivo levantando as seguintes hipóteses: 1) a aplicação da BRUV amostrará quantidade de táxons comparáveis aos obtidos com a técnica ativa (rede de arrasto) que é convencionalmente utilizada; 2) As possíveis modificações ambientais, principalmente transparência da água ao longo do córrego, terão interferência sobre a eficiência da BRUV.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência do vídeo remoto subaquático iscado (BRUV) na amostragem da ictiofauna do Córrego Capivara no Município de Porto Nacional - TO.

2.2 Objetivos específicos

Analisar o desempenho do BRUV em relação aos métodos ativos na amostragem da composição da ictiofauna do córrego capivara;

Verificar a existência de gradiente ambiental no córrego da Capivara e sua relação com o desempenho de amostragem do BRUV e da técnica ativa.

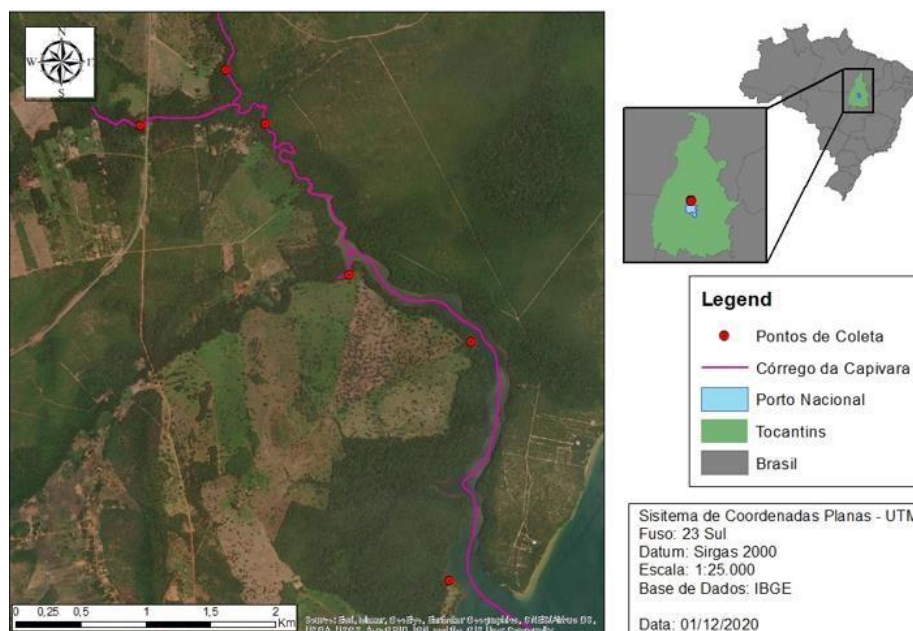
3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

A coleta de imagens por meio de BRUV, bem como as coletas por técnicas ativas, foram realizadas no decurso de cerca de 5,5 km do Córrego Capivara, localizado em área de Cerrado, no território do município de Porto Nacional, distrito de Luzimangues, estado do Tocantins, a cerca de 40 km a montante da Usina Hidroelétrica (UHE) Luiz Eduardo Magalhães instalada no município de Lajeado- TO.

A região possui duas estações bem definidas com o equivalente a 85% das chuvas anuais concentradas nos meses de novembro a abril. A média de temperatura do atmosférica para o estado do Tocantins é de 24,9° C. Nos meses de agosto, setembro e outubro são registradas as maiores médias de temperaturas (respectivamente 26,6 °C, 27,7 °C e 26,4 °C), enquanto as menores marcadas de janeiro, fevereiro e março (respectivamente 23,9 °C, 23,9 °C, 24 °C) (DE FREITAS ROLDÃO & DE OLIVEIRA FERREIRA, 2019).

Figura 1: Mapa do local de amostragem com a disposição dos pontos de coleta no Córrego Capivara, bacia do rio Tocantins, Distrito de Luzimangues, município de Porto Nacional, TO, Brasil.



Fonte: Autora, 2021.

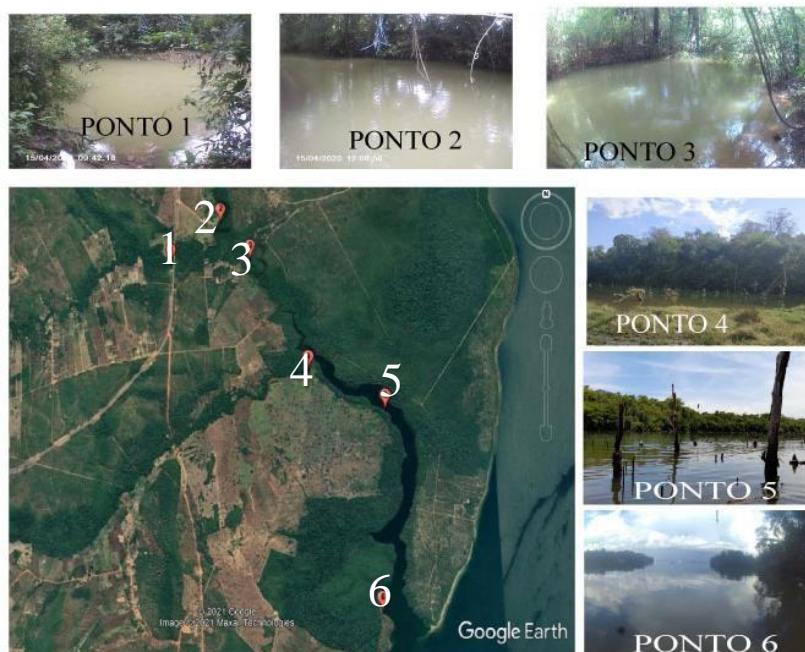
O córrego é um afluente do rio Tocantins desembocando no lago formado pela Usina Hidrelétrica Luiz Eduardo Magalhães localizada na região do Médio Tocantins (Fig. 1) e tem sofrido alterações ambientais visíveis no seu leito devido a influência do lago que atribui ao seu canal próximo a foz margens largas, sem correntezas e excesso de matéria em decomposição enquanto na região de cabeceira a calha do córrego é mais estreita, de águas correntes, com mata de galeria e explorado por moradores de vilas próximas. No entanto, a maior parte do córrego está em uma única propriedade destinada atualmente para criação de gado. Milaré et al. (2021) apontam o córrego como um local potencial para o ecoturismo, porém, ressaltou-se a necessidade de fazer levantamentos e avaliações ambientais adequadas nos locais com esse potencial.

Quanto à extensão, as sub-bacias maiores que 100 km² são classificadas como de grande porte e com áreas menores que 2,5 km² são de pequeno porte, assim, a sub-bacia do Córrego Capivara que possui 138,94 km² e pode ser considerada de grande porte assim como do Córrego Ribeirão dos Mangues e Ribeirão Santa Luzia localizadas nas proximidades (Ribeiro, 2018).

3.2 Desenho Experimental

Foram selecionados em seis pontos de amostragem ao longo do gradiente do córrego (entre cabeceira e foz) até o lago formado pelo represamento da UHE Luiz Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), buscando-se a equidistância entre os pontos sempre que possível (Fig. 2). Esses locais foram visitados 6 vezes, ou seja, seis campanhas de amostragens durante 1 (um) nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, e novembro de 2020, e fevereiro de 2021 totalizando 6 coletas. Em cada campanha foi realizada em 2 (dois) dias de coleta, priorizando o período matutino e vespertino. A coleta passiva foi realizada primeiro para que não houvesse qualquer interferência no local e um intervalo de 10 minutos foi respeitado entre o método ativo e o passivo.

Figura 2: Mapa dos pontos de coleta ao longo da extensão do Córrego Capivara, bacia do rio Tocantins, Distrito de Luzimangues, município de Porto Nacional, TO- Brasil.



Fonte: Autora, 2021.

Foi marcado 1 km de espaçamento entre os pontos de amostragem e em cada deles foi mensurado a profundidade calculada a partir de 3 (três) sondagens equidistantes ao longo da largura do canal com ajuda de uma haste (DE OLIVEIRA MELO, 2018).

Em cada ocasião de amostragem foram registradas a transparência da água utilizando o disco de Secchi (cm) e as concentrações de oxigênio dissolvido (mg. L-1), pH, Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) utilizando uma sonda multiparâmetro (Marca: Akrom, Modelo:KR86021).

Os locais foram ainda classificados de acordo com suas características estruturais como cobertura vegetal (ausente, parcial ou total), tipo de margem (arenosa ou rochosa), e substrato (arenoso ou rochoso). Essas informações foram importantes para verificar as diferenças no gradiente ambiental.

3.3 Coleta passiva e análise de vídeos

A coleta passiva se deu pela implementação de uma BRUV adaptada (DE OLIVEIRA MELO, 2018) e se constituiu de uma armação de cano PVC com uma câmera (Marca Go Pro Subaquática Esporte 4k Full HD) acoplada a ela, juntamente com um recipiente para iscas distante 30 cm da armação (Fig. 3).

Figura 3: Estrutura da BRUV. A= BRUV emersa; B= BRUV submersa.



Fonte: Autora, 2021.

Nos primeiros trinta (30) minutos de filmagem não foi utilizado isca enquanto os últimos trinta minutos foram o recipiente foi preenchido com uma isca mista, ou seja, uma mistura milho enlatado cozido a vapor (origem vegetal) e sardinha enlatada com óleo de azeite (origem animal) totalizando 60 minutos de gravação. Para o método passivo a área de captura de imagem da câmera foi correspondente a área do semicírculo ($3,5 \text{ m}^2$) já que, a câmera utilizada possuía visão angular de 180° e alcance de 1,5m horizontalmente.

Os vídeos de cada ponto foram analisados posteriormente em laboratório através do software reprodutor de vídeo VLC Media Player (www.videolan.org). Esse reprodutor permite que os vídeos sejam executados em velocidades de reprodução diferentes a fim de facilitar a contagem e identificação das espécies em casos de altas densidades de indivíduos (SCHMID et al., 2016).

Os indivíduos capturados nas imagens foram identificados no menor nível taxonômico possível. A riqueza (S) foi quantificada pelo número total de espécies visualizadas durante os 30 minutos. A estimativa de abundância foi calculada pela média do número de máximo de espécimes (Máx. N) de cada espécie. Essa média foi feita observando os Máx. N de quadros de imagens ao longo de 30 minutos para assim reduzir o risco de recontagem de indivíduos (CAPPO et al., 2006, HARVEY et al., 2007).

3.4 Coleta ativa

A coleta ativa ocorreu através da implementação da rede de arrasto em cada ponto amostral sendo seu esforço amostral medido pela área de captura desta rede, correspondente a 5 m² já que ela possuía 2 metros de comprimento e 2,5 metros de largura. Todos os exemplares capturados ativamente foram identificados ao menor nível taxonômico possível, fixados em formaldeído 10%, e transferidos para etanol 70% seguindo o proposto por Malabarba & Reis (1987). Após, um exemplar de cada espécie foi fotografado, e junto com os demais exemplares foram contabilizados e levados para tombamento na Coleção de Peixes do Laboratório de Ictiologia Sistemática, do Câmpus de Porto Nacional da Universidade Federal do Tocantins (UFT).

3.5 Análise estatística

Quanto à estatística, primeiramente as variáveis ambientais foram transformadas em $\log_{10}(x+1)$ e então utilizadas em uma Análise de Componentes Principais (PCA) para verificar a existência de diferença espacial (entre pontos) e temporal (entre campanhas).

Para verificar a suficiência amostral de cada um dos métodos utilizados também foi construída a curva de rarefação utilizando a quantidade de famílias amostradas por área de cada um dos métodos separados e em conjunto.

Em seguida, um escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) foi realizado usando a distância de Jaccard, uma medida de distância adequada ao estudo por não tratar a ausência de espécies como similaridade, a fim de verificar a relação das variáveis ambientais com a riqueza de famílias capturada em cada um dos métodos. Todas as análises foram realizadas com o uso do *software* estatístico R (Versão 3.6.1)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variáveis abióticas

No período de coleta de forma geral o nível de pH manteve-se neutro com média de 7,07 com um valor máximo de 8,86 (agosto/ ponto 1), mínimo de 4,3 (janeiro/ ponto 2) com desvio padrão de 1,18. Foi registrado para temperatura da água um valor mínimo de 23,8° (agosto/2020) e um valor máximo de 34,9° (novembro/2020), obtendo uma média de 27,6°, com desvio padrão (DP) de 1,18°C. Os valores de transparência da coluna da água apresentaram mínima de 10 cm e máxima de 130 cm, com média de 79,7 cm (DP=28,1 cm), implicando em transparência mínimas em quase todas as coletas. O valor médio de percentual de saturação de oxigênio na água foi de 98,75% e esteve dentro do ideal para a maioria dos peixes (entre 80 e 125%) de acordo com Siste et al (2011), com valor mínimo de 65%, em fevereiro/ 2020, e máximo de 121%, em junho, apresentando uma amplitude de variação considerável (Tabela 1). A condutividade média registrada foi de 18,13 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Tabela 1: Média e desvio padrão total das variáveis ambientais.

Total	pH	Temperatura	Transparência	Oxigênio	Condutividade
Mínimo	4.30	23.80	10	65.0%	3.5
Máximo	8.86	34.9	130	121%	76.00
Média	7.07	27.61	79.7	101.5%	18.13
DP	1.18	2.46	28.1	21.02%	21.14

Fonte: Autora, 2021.

Houve um aumento de temperatura entre os pontos de amostragem com os menores valores nos primeiros pontos e os maiores valores nos pontos mais próximos a foz. No entanto, em todos os pontos a transparência mante-se próximo a 90 cm, exceto o ponto 4 que obteve níveis ainda menores com média de 32,7 cm (Tabela 2).

Tabela 2: Média e desvio padrão das variáveis ambientais nos pontos de amostragem.

Locais	pH	Temperatura	transparência	Oxig.	condutividade
Ponto 1	7,7 \pm 0,89	26,0 \pm 1,22	80,7 \pm 13,54	7,9	6,0 \pm 3,73

Ponto 2	7,2 \mp 1,83	25,9 \mp 1,21	88,0 \mp 25,88	8,54	4,5 \mp 1,09
Ponto 3	7,1 \mp 1,35	26,1 \mp 1,12	105,0 \mp 20,48	7,69	5,5 \mp 2,44
Ponto 4	6,7 \mp 1,00	29,2 \mp 2,91	32,7 \mp 28,44	8,09	22,8 \mp 21,64
Ponto 5	6,7 \mp 0,76	29,7 \mp 1,93	85,8 \mp 1,05	7,95	31,9 \mp 24,33
Ponto 6	7,2 \mp 0,83	31,6 \mp 0,93	87,7 \mp 23,77	8,7	55,7 \mp 11,55

Fonte: Autora, 2021.

No ponto 1 encontrou-se mata ciliar aberta com margem rochosa e com indícios de uso do local por humanos pois se localiza próximos a TO-348. Com o fundo arenoso esse local apresentou correnteza na água em todas coletas fazendo com que finos materiais do fundo ficassem suspensos na água (Tabela 3).

Os pontos 2, 3 se mostraram muito semelhantes entre si com mata de galeria circundando o leito do córrego, formando uma espécie de “túnel” fundo e margem arenosa ainda com velocidade na água, porém, com menor intensidade (Tabela 3).

O ponto 4 com cobertura vegetação parcial possuía diversos micro habitats desde áreas rasas com vegetação submersa à locais mais profundos. Suas margens apresentaram grande acúmulo de matéria em decomposição por ser usada como local de pastagem para o gado além da presença de árvores mortas, em decorrência da formação do lago, formando os chamados “paliteiros”. Esses paliteiros continuaram sendo vistos nos outros dois pontos mais próximos da foz (pontos 5 e 6), porém, o ponto 5 possuía maior cobertura vegetal que o último, sendo ambos utilizados como área de lazer (Tabela 3).

Tabela 3: Caracterização dos pontos de amostragem selecionados no Córrego Capivara, bacia do rio Tocantins.

	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO 5	PONTO 6
COBERTURA	Total	Total	Total	Parcial	Total	Parcial
VEGETAL						
TIPO DE	Rchoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso	Rchoso	Arenoso
MARGEM						
TIPO DE	Arenoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso
SUBSTRATO						

Fonte: Autora, 2021.

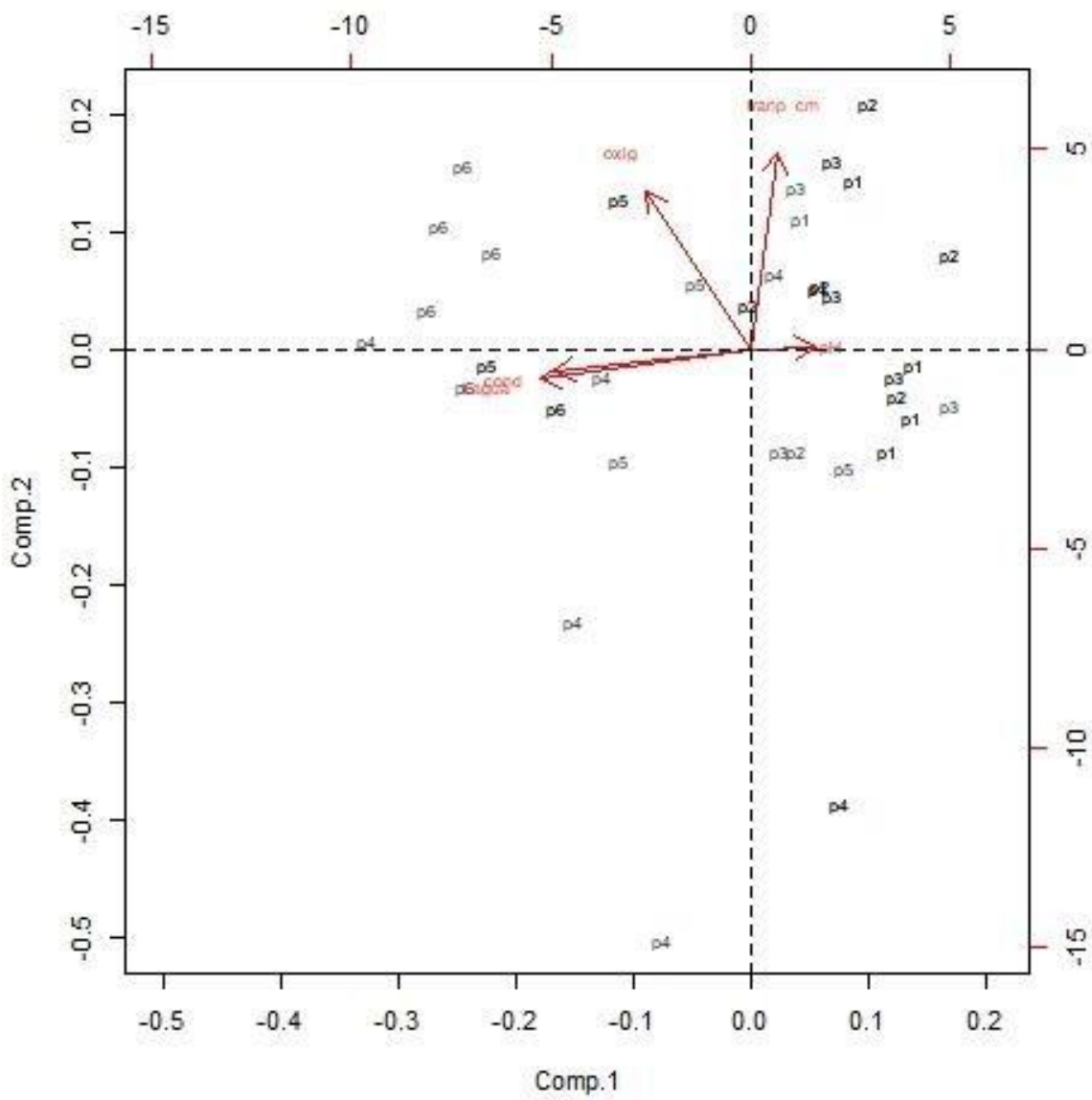
Em relação a análise de componentes principais o primeiro eixo explicou 37% da variação dos dados enquanto o segundo eixo explicou 24% totalizando juntos mais da

metade (61%) da variação total (Fig.4). As variáveis ambientais temperatura (0.668) e condutividade (0.645) explicou melhor o primeiro eixo e as variáveis transparência (0.749) e oxigênio (0.562) foram explicativas para o segundo eixo (Fig.4). Assim, os pontos 1, 2 e 3 apresentaram melhor transparência em relação aos demais pontos, menores temperaturas e baixos valores de condutividade. Esse gradiente ficou claro ao relacionar o componente 1 da PCA com os 6 pontos de amostragens pois, verificou-se que as variáveis significativas para esse eixo, temperatura e condutividade, aumentaram de acordo com a proximidade da foz do córrego (Fig. 5a).

Enquanto os pontos 5 e 6 com menor visibilidade apresentaram valores altos de condutividade e temperatura da água indicando uma maior influência do reservatório nos pontos próximos a foz. As espécies presentes nesses ambientes que apresentam altas temperaturas e condutividade podem ser consideradas resistentes as mudanças ambientais. A condutividade informa sobre o metabolismo do ecossistema, pois quando seus valores são elevados, como foi o caso dos locais próximos da foz é indicio de alto grau de decomposição e o inverso indica acentuada produção primária (algas e microrganismos aquáticos) sendo, portanto, uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes (LEIRA et al., 2017). O ponto 4 se apresentou em todos os quadrantes e pode ser considerado um ponto intermediário no gradiente ambiental (Fig. 4).

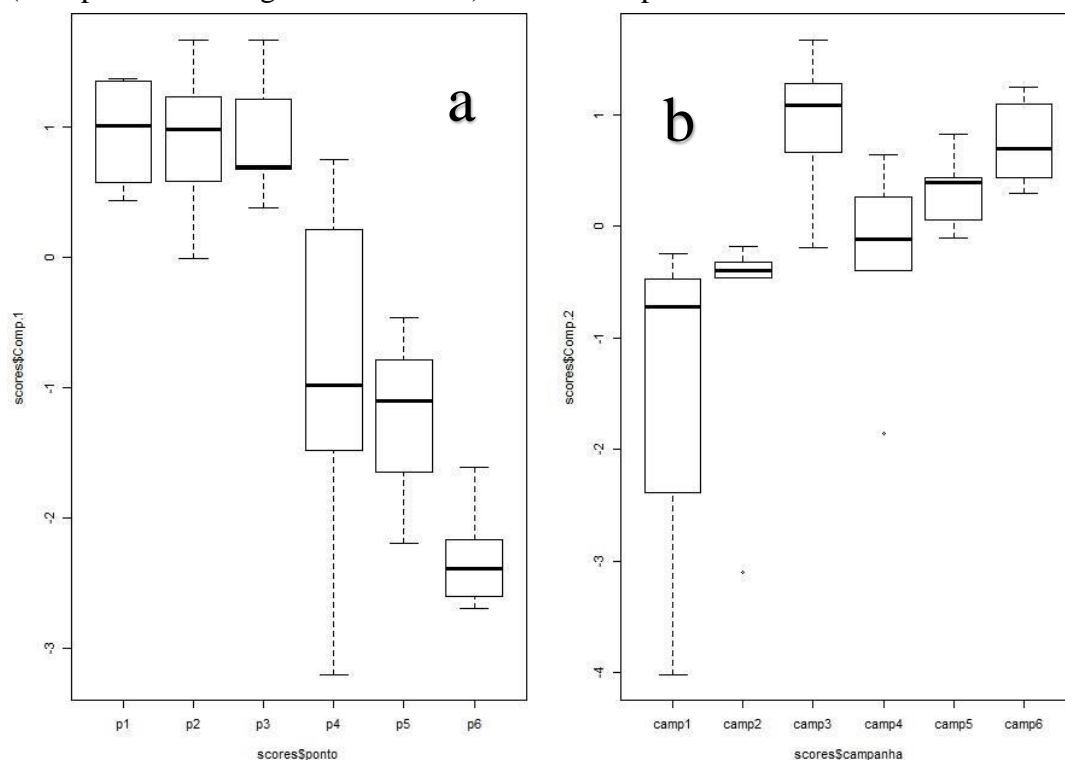
Outra relação importante foi visualizada ao relacionar o componente 2 da PCA com as campanhas, ou seja, considerando o fator tempo foi possível observar menores valores de transparência da água e menos oxigênio dissolvido nas duas primeiras campanhas realizadas respectivamente nos meses de fevereiro e abril, correspondendo, respectivamente, aos períodos de final das chuvas e início da estação seca (Fig. 5b). Esses dados corroboram com Silva et al (2008) que verificou uma redução de oxigênio em consequência da redução das chuvas. Também em consonância com Silva et al (2008) na estação seca (campanhas 3, 4 e 5/ meses de junho, agosto e novembro), a turbidez apresentou seus maiores valores (Fig. 5b).

Figura 4: Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais.



Fonte: Autora, 2021.

Figura 5: Box-plot correlacionando os scores do PCA com os pontos de amostragem. a: Correlação dos scores significativos para o eixo 1 (temperatura e condutividade) com os pontos de amostragem; b: Correlação dos scores significativos para o eixo 2 (transparência e oxigênio dissolvido) com as campanhas.



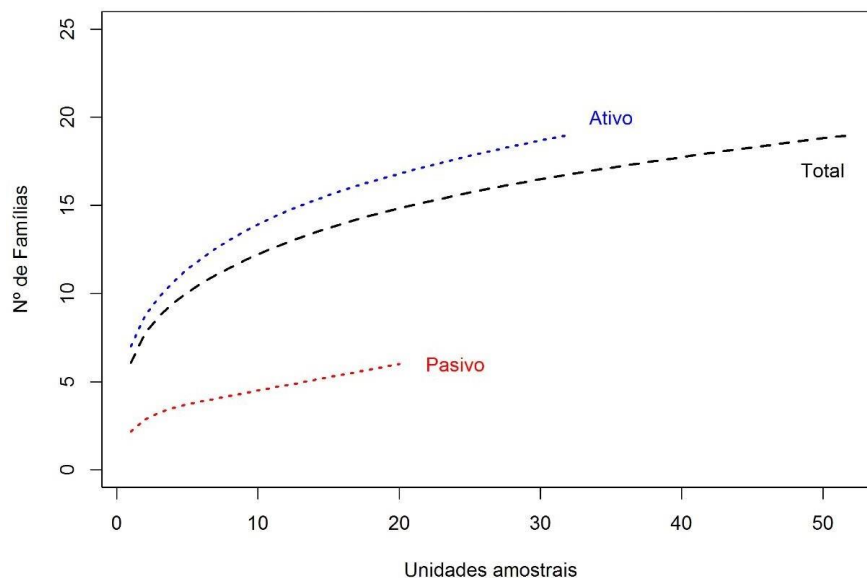
Fonte: Autora, 2021.

4.2 Riqueza

As coletas de dados, tanto dos métodos passivos quanto dos métodos ativos resultaram 63 táxons (Tabela 1 em Apêndice 1; Figuras 6A-E em Apêndice 2). Dentre eles são endêmicas da bacia Tocantins- Araguaia as espécies *Laemolyta fernandesi*, *Geophagus neambi*, *Geophagus sveni*, *Cichla piquiti* e *Colomesus tocantinenses*. Todos os táxons capturados no método passivo também estiveram presentes no método ativo exceto indivíduos do gênero *Crenicichla*, registrado apenas nos vídeos além, de registros de faunas associadas (ver Figura 7A- F em Apêndice 2).

A curva do coletor mostra que o conjunto de famílias capturadas pelos dois métodos tendeu a estabilidade, porém, separadamente o método ativo teve uma quantidade de famílias capturadas visivelmente superior as do método passivo (Fig. 8).

Figura 8: Gráfico da curva de acumulação de famílias por área para cada método de amostragem.



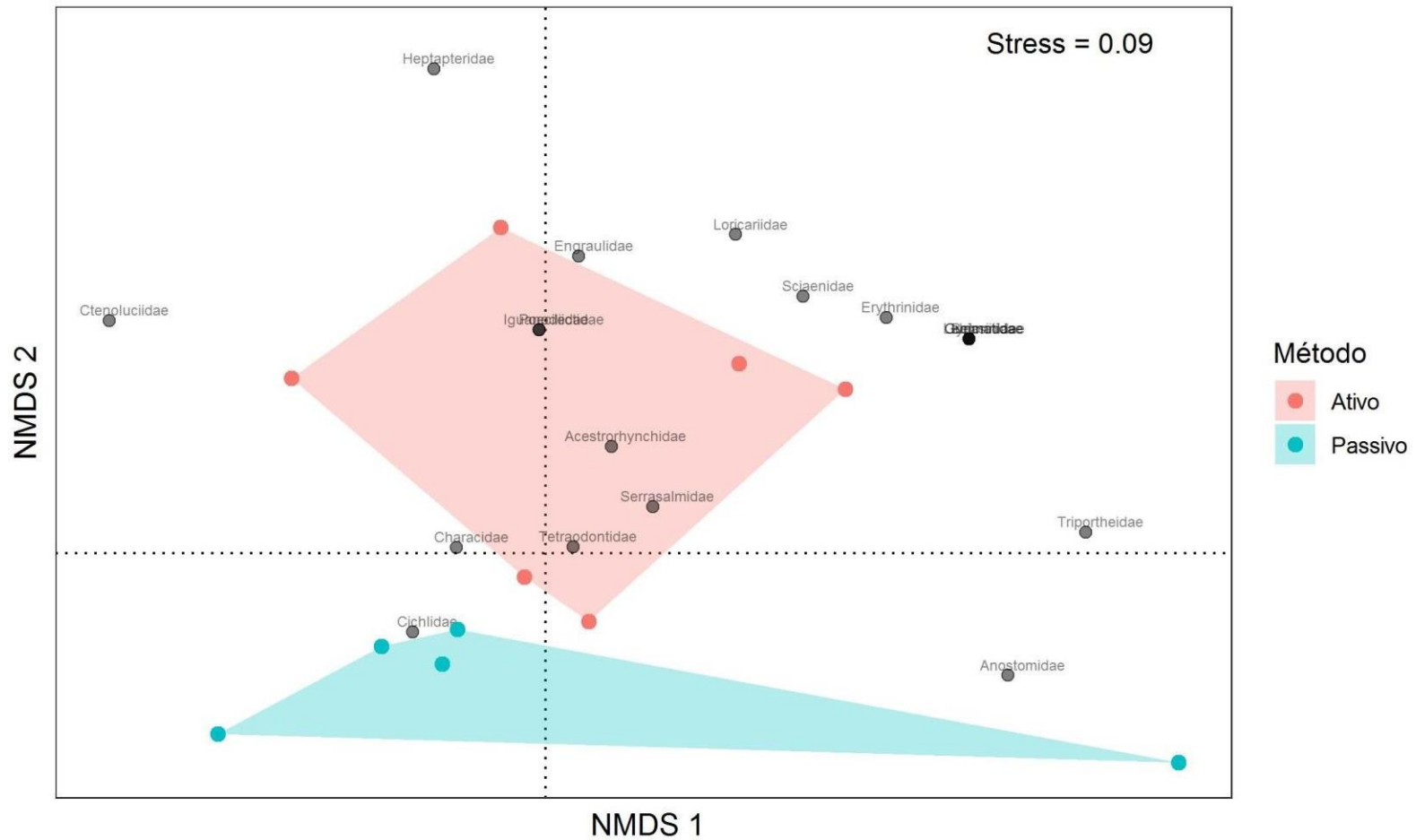
Fonte: Autora, 2021.

Assim, o esforço amostral mostrou-se aceitável para o método ativo, porém, insuficiente para o método passivo indicando que provavelmente outras famílias ainda poderiam ser coletadas com o aumento da área de amostragem. Esse esforço incluiria outras técnicas ativas já que uso da rede de arrasto permitiu a captura de espécies, em sua maioria, típicas da margem e de zonas fóticas do córrego e melhores condições ambientais para aplicação do método passivo. Vale ressaltar que a quantidade de minutos de filmagem ou de número de câmeras não foi o problema determinante para a reduzida amostragem do método passivo, já que cada ponto totalizou uma hora de filmagem, tempo este que está acima da média indicada por outros trabalhos (WRAITH et al., 2013; SCHMID et al., 2016).

Além disso, se verificou *in situ* a influência notável do nível de turbidez da água na captura de imagens do método passivo. Deve considerar-se também que as baixas capturas deram-se por variáveis que não foram testadas por este trabalho como o tipo de isca adequado e as mudanças na dispersão das plumas de odor que pode ser afetada tanto pela alta intensidade da correnteza, dispersando a isca antes que os peixes se aproximem, quanto pelas águas muito parada que não espalham o odor (TAYLOR et al. 2013). Portanto, mesmo com o aumento de número de ponto, minutos ou câmeras a dificuldade de identificação, provavelmente, seria constante e o método se tornaria exaustivo ou até impossível de realizar todas as contagens em laboratório.

Em relação ao método passivo, foram analisados um total de 2160 minutos de gravações, nos quais foram capturados, em média, a presença de 525 indivíduos classificados em 3 ordens, 4 famílias, 8 gêneros e 9 espécies. Do total, 12 indivíduos foram classificados a nível de espécie, 506 foram classificados apenas em nível de família, 6 a nível de gênero e 12 a nível de espécie. Os indivíduos identificados apenas a nível da família Characidae, mas diferentes entre si foram denominados sp1 e sp2 (ver Tabela 4 em Apêndice). A quantidade de famílias visualizadas em vídeo nesse trabalho com total de 36 implementações foi inferior ao de Schmid et al (2017) realizado no rio Xingu na Amazônia que utilizando 80 BRUV visualizaram 13 famílias.

Figura 9: Análise multivariada nMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) comparando a ocorrência de espécies em cada um dos métodos de amostragem.



Fonte: Autora, 2021.

No nMDS quanto mais próximos os pontos, mais similares eles são, assim a análise mostrou uma clara separação nas capturas de táxons pelos dois métodos, ou seja, as famílias capturadas com o método ativo (pontos em vermelho) diferiram muito dos táxons capturados com o método passivo (pontos em azul) (Fig. 9). Isso pode ter acontecido devido as grandes dificuldades na identificação de pequenos caracídeos como, por exemplo, na diferenciação do gênero *Moenkhausia* e *Hemigrammus*. Além disso, a BRUV não capturou nenhum representante de táxons que costumam ficar escondidos em fendas e rochas como é o caso de bagres, por exemplo. Esses problemas são aparentemente recorrentes com essa técnica e foram relatados em outros trabalhos com BRUV (EBNER et al., 2015; SCHMID et al., 2016)

Relacionando os dados do nMDS com características ambientais apresentadas anteriormente, acredita-se também que a turbidez precisa ser uma das primeiras variáveis a ser observada na escolha do método de amostragem para que as observações dos vídeos em laboratório sejam possíveis. Becker et al. (2010), por exemplo, ao usar o vídeo como método de amostragem apresentaram uma dificuldade em agrupar os peixes em associações funcionais de alimentação devido à dificuldade em identificar peixes ao nível de espécie em razão do aumento da diversidade e menor transparência da água.

A presença de indivíduos pertencentes as famílias Anostomidae, Poeciliidae e Cichlidae como, por exemplo, as espécies *Laemolyta fernandesi*, *Geophagus neambi*, *Geophagus sveni*, *Cichla piquiti* e *Colomesus Tocantinenses* foram visualizadas e capturadas nos últimos pontos de coleta o que pode ser um fator preocupante já que essas são naturais e endêmicas da bacia Tocantins- Araguaia bem como indicar maior resiliência ao ambiente já que foram capturadas nos pontos mais próximos a foz e que apresentaram altas temperaturas e condutividade (ALBRECHT & PELLEGRINI-CARAMASCHI, 2003).

Os resultados inferiores do método passivo comparado às técnicas ativas neste trabalho já foram registrados na literatura mesmo com os poucos trabalhos realizados em água doce (EBNER et al, 2015; BRANIGAN et al., 2018). Ebner et al (2015), por exemplo, compararam a BRUV com censos visuais em um riacho costeiro de quarta ordem e verificou que apesar das duas técnicas serem comparáveis na amostragem de faunas de grande porte, os censos ativos foram mais eficientes que a BRUV na amostragem de espécies menores. Assim, os autores sugerem o uso de em conjunto das técnicas e que se utilizem o maior número de câmeras em diferentes micro-habitat para as chances de capturar níveis tróficos diferentes.

Em contraste com esse trabalho Branigan et al (2018) em seus estudos comparativos, usou vídeos e amostrou mais táxons que a técnica ativa (pesca elétrica), porém, a maioria dos indivíduos não foram identificados nas imagens. O vídeo auxiliou, no entanto, a aperfeiçoar a técnica de pesca elétrica apontando quanto tempo os aparelhos deveriam permanecer inalterados entre a instalação e a eletrização do equipamento, bem como os locais de abrigos dos peixes.

4.3 Abundância

De forma ativa foram coletados 1340 indivíduos distribuídos em nove ordens, 19 famílias, 44 gêneros e 62 espécies (Tabela 4 em Apêndice). A porcentagem de riqueza das ordens de forma decrescente foram 64,5% de Characiformes (44), 17,7% de Cichliforme (11), 6,4% de Siluriformes (4), 3,2% de Clupeiformes (2) e 1,6% para cada uma das ordens restante: Beloniformes (1), Cyprinodontiformes (1), Gymnodontiformes (1), Perciformes (1) e Tetraodontiformes

A predominância de Characiformes encontrada nesse trabalho está em consonância com o esperado para riachos não localizados em estuários das águas neotropicais. A região com ictiofauna mais diversa do planeta, contendo aproximadamente 27% dos peixes do mundo, onde são conhecidas cerca de 5000 espécies de peixes pois a bacia mais diversa do mundo, a amazônica, junto às bacias vizinhas compreendem 4214 espécies e ainda é estimado de 6000 à 8000 espécies ainda não descritas (CASTRO, 1999; REIS et al. 2003; DAGOSTA & PINNA, 2019). Como também afirmado por Castro & Polaz (2019) que apesar de os peixes de pequeno porte representarem a maior parte da diversidade de vertebrados, geralmente são ignorados no processo de estabelecimento de áreas prioritárias para conservação e desconhecidos da população que aprecia espécies de médio a grande porte, devido seu valor comercial, esportivo e alimentar.

Nesse contexto, na bacia Tocantins- Araguaia com uma drenagem de 725.000 km², porém, com muitas espécies ainda desconhecidas e com alta taxa de endemismo (RIBEIRO et al.,1995; DAGOSTA & PINNA, 2019). Lucinda et al. (2007) listou 343 espécies na região do médio Tocantins e afirmam que diversos micro habitats estão sendo modificados com a presença de barramentos no curso do rio resultando no desaparecimento, principalmente, as espécies migratórias. Um novo recorte de dados foi realizado para os córregos próximos ao lago formado pela Usina Hidrelétrica de Lajeado.

As 63 espécies registradas nesse trabalho correspondem a aproximadamente 32% quando comparado a esse mais recente *checklist* que registrou 194 espécies (BARTOLETTE et al., 2017).

De forma geral, a abundância capturada nas imagens da subaquáticas em cada ponto foram muito inferiores às capturas realizadas ativamente (ver tabela 4 em Apêndice e tabela 5). Santana & Gedes, (2020), por exemplo, em um trabalho de distribuição e abundância de apenas duas espécies durante um ano de coleta chegaram a filmar mais de 2.000 espécimes, o que mostra que somente as informações da BRUV seriam insuficientes para proceder amplas análises ecológicas e de composição taxonômica, por exemplo.

Para a maioria dos indivíduos das famílias Characidae, Anostomidae, Serrasalmidae e dos gêneros *Crenicichla* e *Geophagus* não foi possível identificar a espécie devido ao seu pequeno porte e a elevada turbidez da água. Na amostragem utilizando a BRUV (ver Tabela 5), verificou-se que o ponto 1 e 2 foram detentores da maior parte das visualizações, predominando a presença de pequenos Characidae. Esses locais possuíam águas correntes e bastante material em suspensão em quase todas as coletas, o que dificultou a identificação dos indivíduos em níveis taxonômicos menores.

O ponto 4 foi o local com menor visualização e ao contrário dos pontos anteriores esse resultado se deu pelo excesso de matéria orgânica depositada no fundo devido à ausência de correnteza na água, além disso, problemas técnicos impediram a reprodução de alguns vídeos em laboratório, fatores que revelam uns dos pontos negativos do uso de vídeos nas amostragens de ictiofauna. Além disso, pode-se inferir que as baixas visualizações de indivíduos para esse ponto se deram por ser um local de menor cobertura vegetal e com a câmera posicionada, na maioria das vezes em local aberto. Corroborando com Marmontel & Rodrigues (2015) em suas análises para córregos com diferentes coberturas vegetais, que verificaram um aumento na turbidez da água por conta da escassez da mata ciliar.

Tabela 5: Média da abundância de espécies capturados pelo método passivo em cada ponto de coleta no córrego capivara, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil.

Táxons	Ponto 1	Ponto2	Ponto3	Ponto4	Ponto5	ponto6
Characidae (sp1)	13,1	38,6	2	0	2	0
<i>Crenicichla</i> sp.	0,16	0	0	0	0,16	0,16
<i>Geophagus</i> sp	0,16	0	0	0	0	0

Characidae (sp2)	2,1	21,3	2,5	0	0	0
<i>Moenkhausia pyrophthalma</i>	0	0,6	0	0	0	0
<i>Cichla piquiti (juvenil)</i>	0	1,16	0	0	0	0
<i>Colomesus tocantinenses</i>	0	0	0,16	0	0	0
<i>Cichla sp</i>	0	0	0,33	0	0	0
Anostomidae (sp3)	0	0	0	0,16	0	0
Serrasalminidae (sp4)	0	0	0	0	2,5	0

Fonte: Autora, 2021.

O ponto 4 possui as margens rasas lembrando características de ambiente de praia, isso pode explicar as altas taxas de abundância de espécies de Characidae encontradas nesses locais, principalmente devido seus hábitos generalistas. Resultados semelhantes de Silva & Bates (2002) nas praias do Parque Estadual do Cantão, pertencente a mesma bacia do Rio Tocantins corroboram com este trabalho.

Em outro trabalho, Ellender et al. (2012) compararam as filmagens em relação a captura através de pesca elétrica e afirmaram que a BRUV teve um bom desempenho, principalmente devido as dificuldades de acesso aos córregos e o seu tipo de terreno, geralmente acidentado, o que requer escolhas de equipamentos compactos como é o caso das câmeras, porém, é também necessário que o local de amostragem seja transparente e com baixa diversidade pois em caso contrário o trabalho de visualização dos vídeos em laboratório se torna exaustivo ou até impossível.

Outra variável que precisa ser avaliada a posteriori é o tipo de isca utilizado pois apesar de diversos outros trabalhos em ambientes marinhos e os poucos de água doce utilizarem iscas com sardinha e milho (CAPPO et al., 2006; WRAITH et al., 2013; SCHMID et al., 2016; TIBÚRCIO, 2018), esta foi a primeira aplicação de BRUV em água doce do Bioma Cerrado, sendo, portanto, necessário realizar outros testes com iscas diferentes e/ou diferentes ambientes.

Segundo WHITMARSH et al. (2017), a maioria dos objetivos de estudos revisados até 2016 com uso de vídeos estavam relacionados a monitoramento de áreas marinhas protegidas, mudanças de gradientes ambientais ou habitats e informações comportamentais de espécies específicas. Porém, acredita-se que para ambientes de água doce, a análise de mudanças de gradientes ou habitats pode ser ineficaz, principalmente, se os níveis de degradação ambiental estiverem elevados. São necessários, no entanto, mais estudos para verificar a eficiência em análises comportamentais, em áreas dulcícolas protegidas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho na busca de analisar novas metodologia para estudos com ictiofauna avaliou uma técnica considerada passiva, a BRUV, verificando seu desempenho frente as técnicas ativas e chegou à conclusão que o método passivo não amostrou uma quantidade de táxons comparáveis com os obtidos com a técnica ativa convencionalmente utilizada, a rede de arrasto, e que o ambientes, apesar de possuir gradientes, de menos para mais degradado no sentido nascente/foz, não facilitou a amostragem nem mesmo nos locais mais próximos a nascente, pois a transparência manteve-se semelhante em todos os pontos de coleta interferindo negativamente em todas as coletas.

As análises realizadas tanto com riqueza quanto com abundância permitem inferir um padrão nos dois métodos em relação a presença de pequenos Characiformes em locais de melhores visibilidade e ausência destes em locais com baixa visibilidade, altas temperaturas. Porém, ao verificar separadamente o método passivo as melhores transparências no ambiente não foram suficientes para identificar os indivíduos em níveis taxonômicos menores que família. Assim, do total, apenas 12 indivíduos foram classificados a nível de espécie e 506 foram classificados apenas em nível de família.

Enquanto o método ativo teve grande eficácia em amostrar o ambiente verificando- o método ativo separadamente também foi possível verificar que apesar de mais eficiente que a BRUV não foi suficiente para atingir todos os micro-habitat presentes no córrego.

Mediante o exposto, conclui-se que a aplicação de metodologia de vídeo em córrego de água doce apesar ser de fácil manipulação a metodologia se mostrou ineficiente em águas com baixa visibilidade e aponta-se a necessidade de estudos em outros tipos de ambientes testando outros fatores como velocidade da água e tipo de isca

REFERÊNCIAS

- AB' A. N. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. Primeira aproximação. **Geomorfologia**. V. 52. p. 1-21. 1977.
- ALBRECHT, M.P. & PELLEGRINI- CARAMASCHI, É. Feeding ecology of *Leporinus friderici* (Teleostei; Anostomidae) in the upper Tocantins River, Central Brazil, before and after installation of a hydroelectric plant. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.38, p.33-40. 2003.
- ANDERSON, M.; et al. PERMANOVA. for PRIMER: guide to software and statistical methods. **PRIMER-E, Plymouth, UK**, 2008.
- BARNES, H. Under-water television and marine biology. **Nature**, v. 169, n. 4299, p. 477-479, 1952.
- BARTOLETTE, R. et al. The ichthyofauna in the influence area of the Lajeado reservoir, Tocantins state, Brazil. **Check List**, v. 13, p. 1, 2017.
- BECKER, A., et al. Use of remote underwater video to record littoral habitat use by fish within a temporarily closed South African estuary. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 391, p. 161-168. 2010.
- BIRT, M.J., et al. Within and between day variability in temperate reef fish assemblages: Learned response to baited video. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 416-417 p. 92- 100. 2012.
- BOULÊTREAU, S. et al. Adult Atlantic salmon have a new freshwater predator. *PLoS One*, v. 13, n. 4, p. e0196046, 2018. BONAR, S. A.; HUBERT, W. A.; WILLIS, D. W. **Standard methods for sampling North American freshwater fishes**. 2009.
- BRANIGAN, P. R., et al., Comparison of a prepositioned areal electrofishing device and fixed underwater videography for sampling riverine fishes. **Western North American Naturalist**, v. 78, n. 1, p. 65-76, 2018.
- BROOKS, E.J., et al. Validating the use of baited remote underwater video surveys for assessing the diversity, distribution and abundance of sharks in the Bahamas. **Endangered species Research**. v. 13, p. 231–243, 2011.
- CAPPO, M. et al. Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. **Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know**, p. 455-464, 2003.
- CAPPO, M. et al. Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 302, n. 2, p. 123-152, 2004.
- CAPPO, M. et al. Counting and measuring fish with baited video techniques-an overview. In: Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings. **Australian Society for Fish Biology**. p. 101-114. 2006.

CASTRO, R. C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1-31, 2003.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos casuais. **Oecologia Brasiliensis**. Rio de Janeiro. v. 6. p. 139- 155, 1999.

Castro, R. M. EVOLUÇÃO DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS SUL-AMERICANOS (CASTRO, 1999) REVISITADO APÓS MAIS DE DUAS DÉCADAS. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 245. 2021.

COGHLAN, A. R., et al. Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video?. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 497, p. 143-151, 2017.

COUSINS, S.; et al. Corrigendum to: Depth-related composition and structuring of tropical riverine fish assemblages revealed by baited video. **Marine and Freshwater Research**, v. 68, n. 10, p. 1976-1976, 2017.

CRUZ, B. B.; et al. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607-616, 2013.

DE FREITAS ROLDÃO, A.; DE OLIVEIRA FERREIRA, V.. Climatologia do Estado do Tocantins-Brasil. **Caderno de Geografia**, 29.59: 1161-1181. 2019.

DE OLIVEIRA MELO, N.. **Uso de censos visuais e vídeo remoto (BRUV) para o estudo da assembleia de peixes em um riacho de altitude**. São João del Rei, MG: UFSJ. 2018.

DE SANTANA, C. B.; GUEDES, A. P. P. Distribuição e abundância de duas espécies de peixes-donzelas (Actinopterygii, Pomacentridae) em poças de maré de Salvador, Bahia. **Revista Ouricuri**, v. 10, n. 2, p. 035-047, 2020.

DUFECH, A. P. S.. **Uso de assembleias de peixes como indicadores de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do Delta do Rio Jacuí**, RS. 2009.

EBNER, B. C., et al., Filming and snorkelling as visual techniques to survey fauna in difficult to access tropical rainforest streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, n. 2, p. 120-126, 2015.

EBNER, B. C.; MORGAN, D. L. Using remote underwater video to estimate freshwater fish species richness. **Journal of Fish Biology**, v. 82, n. 5, p. 1592-1612, 2013.

EBNER, B. et al. In-stream behaviour of threatened fishes and their food organisms based on remote video monitoring. **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 2, p. 569-576, 2009.

ELLENDER, B. R. et al. Underwater video analysis as a non-destructive alternative to electrofishing for sampling imperilled headwater stream fishes. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 22, n. 1, p. 58-65, 2012.

ELLIS, D. M. Evaluation of video camera technique for indexing abundances of juvenile pink snapper *Pristipomoides filamentosus*, and other Hawaiian insular shelf fishes. **Fishery Bulletin**, v. 93, p. 67-77, 1995.

ESTEVEES, F. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826 p. 2011.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. **FishBase**. World Wide Web publicação eletrônica. <http://www.fishbase.org>. Acesso em: 10 de agosto de 2020.

FULTON, C. J. et al. Counting crayfish: active searching and baited cameras trump conventional hoop netting in detecting *Euastacus armatus*. **Endangered Species Research**, v. 19, n. 1, p. 39-45, 2012.

GHAZILOU, A.; et al. W. Animal v. plant-based bait: does the bait type affect census of fish assemblages and trophic groups by baited remote underwater video (BRUV) systems?. **Journal of fish biology**, v. 88, n. 5, p. 1731-1745, 2016.

GLADSTONE, W.; et al. Optimisation of baited remote underwater video sampling designs for estuarine fish assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p. 28-35, 2012.

HARASTI, D.; et al. Appropriate set times to represent patterns of rocky reef fishes using baited video. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 463, p. 173-180, 2015.

HARASTI, D.; et al. Assessment of rock pool fish assemblages along a latitudinal gradient. **Marine Biodiversity**, v. 48, n. 2, p. 1147-1158, 2018.

HARVEY, E. S. et al. Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 350, p. 245-254, 2007.

HARVEY, E. S. et al. Contrasting habitat use of diurnal and nocturnal fish assemblages in temperate Western Australia. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 426, p. 78-86, 2012.

JUNQUEIRA, N. T.; et al., Paulo Santos. Assessing fish sampling effort in studies of Brazilian streams. **Scientometrics**, p. 1-20, 2020.

HAYES, M. L. Active fish capture methods. pp. 123-145. In: Nielsen, L.A. & D.L. Johnson (eds.), **Fisheries Techniques**. American Fisheries Society, Maryland. 1983.

KALLIMANIS, A.S., et al. Efficient biodiversity monitoring: which taxonomic level to study?. **Ecological Indicators**. p.100-104. 2012.

KARATAYEV, A.Y., et al. Benthic video image analysis facilitates monitoring of *Dreissena* populations across spatial scales. **Journal of Great Lakes Research**, v.44, n.4, p.629-638. 2018.

- KING, Alison J. et al. Efficacy of remote underwater video cameras for monitoring tropical wetland fishes. **Hydrobiologia**, v. 807, n. 1, p. 145-164, 2018.
- LAFOND, E. C. Photographic problems in oceanography. In: Underwater Photo-Optical Instrumentation Applications II. **International Society for Optics and Photonics**, p. 11-20, 1968.
- LANGLOIS, T., et al. Baited underwater video for assessing reef fish populations in marine reserves. **Fisheries Newsletter-South Pacific Commission**, 118, p.53. 2006.
- LAGLER, Karl F. Capture, sampling and examination of fishes. **IBP Handbook (IBP)**, 1978.
- LEIRA, M. H., et al. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. **Pubvet** v.11, n.1, p.11-17, Jan. 2017.
- MALABARBA, Luiz R.; REIS, Roberto E. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas. **Sociedade Brasileira de Zoologia, Campinas**, v. 36, p. 1-14, 1987.
- MALLET, D.; PELLETIER, D.. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012). **Fisheries Research**, v. 154, p. 44-62, 2014.
- MENDONÇA, F. P., et al. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, v.4, p.751-764. 2005.
- MILARÉ, G.; et al. Potencial ecoturístico de projetos de assentamento de reforma agrária no Estado do Tocantins. **Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)**, v. 13, n. 4, 2020.
- NELSON, J.S. et al. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons. 5 ed 752p. 2016.
- POSSAMAI, B.; et al. Seletividade de armadilhas e atrativos na captura de pequenos peixes e crustáceos em ambientes estuarinos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 18, n. 2, p. 11-17, 2014.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Áustria. 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 10.jul.2020.
- REIS, Roberto E.; et al. J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. **Edipucrs**, 2003.
- RIBEIRO, M.C.L.D.B., et al. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia—Tocantins River Basin, Brazil. **Regulated rivers: research & management**, vol.11, p.325-350. 1995.
- SABINO, J. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudos para uma abordagem naturalística. **Oecologia Brasiliensis**. V.6, n. 1. 1999.

SCHMID, K., et al. Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. **Hydrobiologia**, v. 784, n. 1, p. 93-109, 2017.

SILVA, J.M.C., BATES, J.M.,. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot: the Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. **Bio Science**, v.52. n3, p. 225-234. 2002.

SISTE, C. E.; GIRAO, E. G.; DUNCAN, B. L. Manual para formação e capacitação de grupos comunitários em metodologias participativas de monitoramento da qualidade da água-módulo III: avaliação físico-química. Embrapa Agroindústria Tropical-Documentos (INFOTECA-E), 2011.

STRUTHERS, D. P. et al. Action cameras: bringing aquatic and fisheries research into view. **Fisheries**, v. 40, n. 10, p. 502-512, 2015.

TEJERINA-GARRO, F. L. et al. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 91-108, 2005.

TIBÚRCIO, C. C. C.. **Vídeo remoto subaquático com isca (BRUV) como ferramenta para avaliação da estrutura da comunidade de peixes de riacho**: efeito de diferentes tipos de isca sobre a amostragem. São João del Rei, MG: UFSJ. 2018.

UEIDA, V. S. e CASTRO, R. M. C., Coleta e fixação de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 6, n. 1, p. 1, 1999.

VANZOLINI, P.E., PAPAVERO. **Manual de coleta e preparação de animais terrestres e de água doce**. Fonseca LTDA, Departamento de Zoologia – Secretaria da Agricultura do Estado de São Paulo, 223 p. 1967.

VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos. **Teoria e Prática**, 1996.

WHITMARSH, S. K.; et. al. What is Big BRUV up to? Methods and uses of baited underwater video. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 27, n. 1, p. 53-73, 2017.

WILSON, K. L. et al. Nonlinear and density-dependent fish habitat selection across physiochemical gradients in an invasive macrophyte habitat. **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 6, p. 1525-1539, 2015.

WILSON, K. L. et al. Use of underwater video to assess freshwater fish populations in dense submersed aquatic vegetation. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, n. 1, p. 10-22, 2014.

APÊNDICE A: COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DE CADA MÉTODO

Tabela 4: Composição taxonômica dos peixes do Córrego Capivara observados/ capturados pelo método passivo e ativo Distrito Luzimangues, Porto Nacional- TO.

Táxon	Espécies ativo	Método passivo
BELONIFORMES		
Belonidae	<i>Pseudotylorus microps</i> UNT021124 (1)	-----
CHARACIFORMES		
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus falcatus</i> UNT021182 (1) <i>Acestrorhynchus microlepis</i> UNT021073 (1), UNT021117 (2), UNT021123 (1), UNT021160 (1), UNT021186 (1)	-----
Characidae	<i>Astyanax</i> cf. <i>goyacensis</i> UNT021097 (2), UNT021101 (5), UNT021141 (9), UNT021164 (2), UNT021216 (1) <i>Bryconops</i> sp (juvenil) UNT021060 (82) <i>Bryconops</i> sp D UNT021084 (19), UNT021090 (15), UNT021093 (5), UNT021096 (6), UNT021099 (9), UNT021113 (65), UNT021115 (3), UNT021118 (24), UNT021143 (34), UNT021144 (20), UNT021156 (24), UNT021157 (11), UNT021163 (1), UNT021178 (16), UNT021180 (17), UNT021183 (26), UNT021207 (27), UNT021211 (15), UNT021213 (3), UNT021231 (1)	Characidae (sp1) Characidae (sp2) <i>Moenkhausia pyrophthalma</i>

	<p><i>Creagrutus cf. britskii</i> UNT021155 (1)</p> <p><i>Ctenocheiroduon pristis</i> UNT021222 (1)</p> <p><i>Exodon paradoxos</i> UNT021149 (1)</p> <p><i>Hemigrammus aff. hyanuary</i> UNT021109 (33), UNT021134 (19), UNT021189 (14), UNT021228 (2), UNT021233 (8)</p> <p><i>Hemigrammus cf. rodwayi</i> UNT021065 (13), UNT021174 (2), UNT021236 (8)</p> <p><i>Hemigrammus ora</i> UNT021067 (1), UNT021137 (1), UNT021172 (5)</p> <p><i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> UNT021140 (6), UNT021175 (4), UNT021197 (2)</p> <p><i>Hyphessobrycon moniliger</i> UNT021070 (2), UNT021139 (3), UNT021176 (18), UNT021221 (1)</p> <p><i>Jupiaba elassonaktis</i> UNT021154 (1)</p> <p><i>Jupiaba polylepis</i> UNT021068 (1)</p> <p><i>Microschemobrycon sp 1</i> UNT021094 (2), UNT021212 (1)</p> <p><i>Moenkhausia aff. lepidura</i> UNT021209 (2)</p> <p><i>Moenkhausia cf. collettii</i> UNT021085 (3), UNT021089 (5), UNT021095 (3), UNT021121 (3), UNT021159 (19), UNT021210 (4), UNT021214 (6)</p> <p><i>Moenkhausia cf. lepidura</i></p>	
--	---	--

	<p>UNT021100 (7), UNT021112 (4), UNT021116 (2), UNT021119 (2), UNT021122 (1), UNT021142 (2), UNT021145 (5), UNT021158 (1), UNT021162 (3), UNT021181 (3), UNT021184 (18), UNT021226 (1)</p> <p><i>Moenkhausia dichrourea</i> UNT021074 (1), UNT021185 (3), UNT021215 (6)</p> <p><i>Moenkhausia pyrophthalma</i> (M1 e M2) UNT021066 (2), UNT021106 (1), UNT021132 (5), UNT021169 (9), UNT021208 (1), UNT021223 (1)</p> <p><i>Phenacogaster</i> sp. UNT021064 (3), UNT021104 (1), UNT021138 (1), UNT021227 (1)</p> <p><i>Serrapinnus sterbai</i> UNT021173 (8)</p> <p><i>Tetragonopterus akamai</i> UNT021063 (10)</p>	
Ctenoluciidae	<p><i>Boulengerella cuvieri</i> UNT021199 (1)</p>	
Curimatidae	<p><i>Curimatella immaculata</i> UNT021062 (2)</p> <p><i>Cyphocharax festivus</i> UNT021061 (12), UNT021098 (12), UNT021135 (9), UNT021217 (6)</p> <p><i>Cyphocharax spilurus</i> UNT021130 (2), UNT021171 (2),</p>	-----
Erythrinidae	<p><i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> UNT021224 (1)</p> <p><i>Hoplías curupira</i> UNT021179 (1)</p>	-----
Iguanodectidae	<p><i>Iguanodectes</i> sp</p>	-----

	UNT021078 (2), UNT021129 (1), UNT021218 (1)	
Anostomidae	<i>Laemolyta fernandezi</i> UNT021219 (1) <i>Leporinus</i> sp. (gr. <i>friderici</i>) UNT021161 (1), UNT021192 (1) <i>Leporinus</i> sp. 2 UNT021072 (2)	Anostomidae (sp3)
Serrasalminidae	<i>Metynnis</i> sp UNT021170 (2) <i>Myleus</i> sp (juvenil) UNT021080 (9), UNT021088 (1), UNT021110 (10), UNT021127 (1), UNT021151 (5) <i>Serrasalmus maculatus</i> UNT021128 (1)	Serrasalminidae (sp4)
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina brevis</i> UNT021071 (1)	<i>Cichla</i> sp
Triporthidae	<i>Triporthus albus</i> UNT021150 (4) <i>Triporthus</i> sp (juvenil) UNT021136 (2)	-----
CICHLIFORMES		
Cichlidae	<i>Biotodoma cupido</i> UNT021188 (2) <i>Cichla piquiti</i> (juvenil) UNT021187 (3), UNT021198 (65) <i>Cichla</i> sp (juvenil) UNT021167 (1), UNT021220 (1), UNT021232 (1) <i>Cichlasoma araguaiense</i> UNT021079 (1) <i>Geophagus neambi</i>	<i>Geophagus</i> sp <i>Cichla piquiti</i> (juvenil)

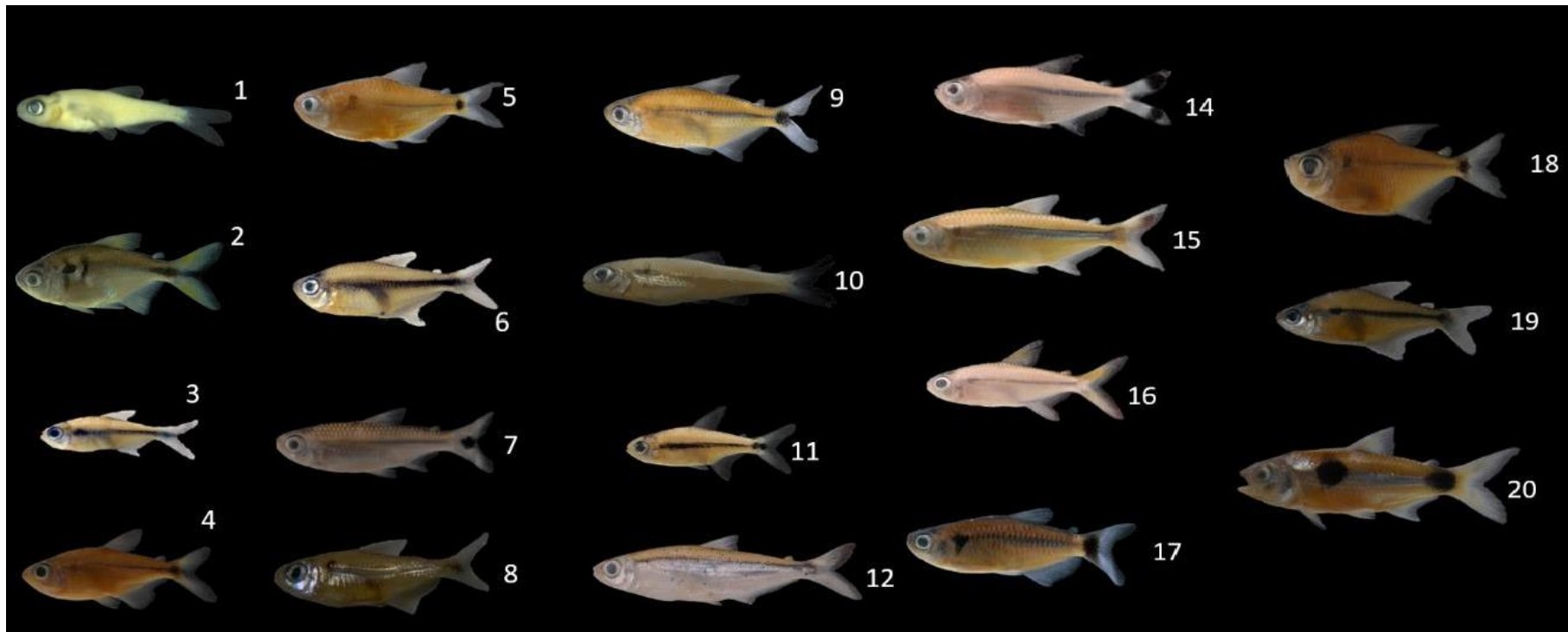
	UNT021091 (2), UNT021146 (2) <i>Geophagus</i> sp (juvenil) UNT021166 (1), UNT021230 (2) <i>Geophagus sveni</i> UNT021092 (1), UNT021120 (2), UNT021147 (3), UNT021194 (1) <i>Laetacara cf araguaiae</i> UNT021105 (1), UNT021133 (10), UNT021165 (6), UNT021190 (16) <i>Retroculus</i> sp (juvenil) UNT021103 (1), UNT021195 (10) <i>Satanoperca jurupari</i> UNT021102 (3), UNT021126 (17), UNT021193 (9), UNT021225 (1) <i>Satanoperca</i> sp (juvenil) UNT021069 (8)	
CLUPEIFORMES		
Engraulidae	<i>Anchoviella carrikeri</i> UNT021077 (15), UNT021081 (31), UNT021087 (1), UNT021107 (1), UNT021153 (26), UNT021200 (185), UNT021234 (4) <i>Lycengraulis batesii</i> UNT021114 (1)	-----
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae	<i>Pamphorichthys araguaiensis</i> UNT021075 (2), UNT021076 (6), UNT021108 (2), UNT021131 (4), UNT021168 (50), UNT021196 (8), UNT021229 (2)	-----
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> UNT021125 (2),	-----

PERCIFORMES		
Sciaenidae	<i>Pachyurus calhamazon</i> UNT021152 (1)	
Crenicichla	-----	<i>Crenicichla</i> sp.
SILURIFORMES		
Loricariidae	<i>Hypostomus</i> sp. (juvenil) UNT021086 (2), UNT021235 (1) <i>Rineloricaria</i> sp UNT021148 (1), UNT021177 (1), UNT021191 (1) <i>Rineloricaria</i> sp. (juvenil) UNT021083 (1)	-----
Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i> UNT021059 (1)	-----
TETRAODONTIFORMES		
Tetraodontidae	<i>Colomesus tocantinenses</i> UNT021082 (1), UNT021111 (3)	<i>Colomesus tocantinenses</i>

Fonte: Autora, 2021.

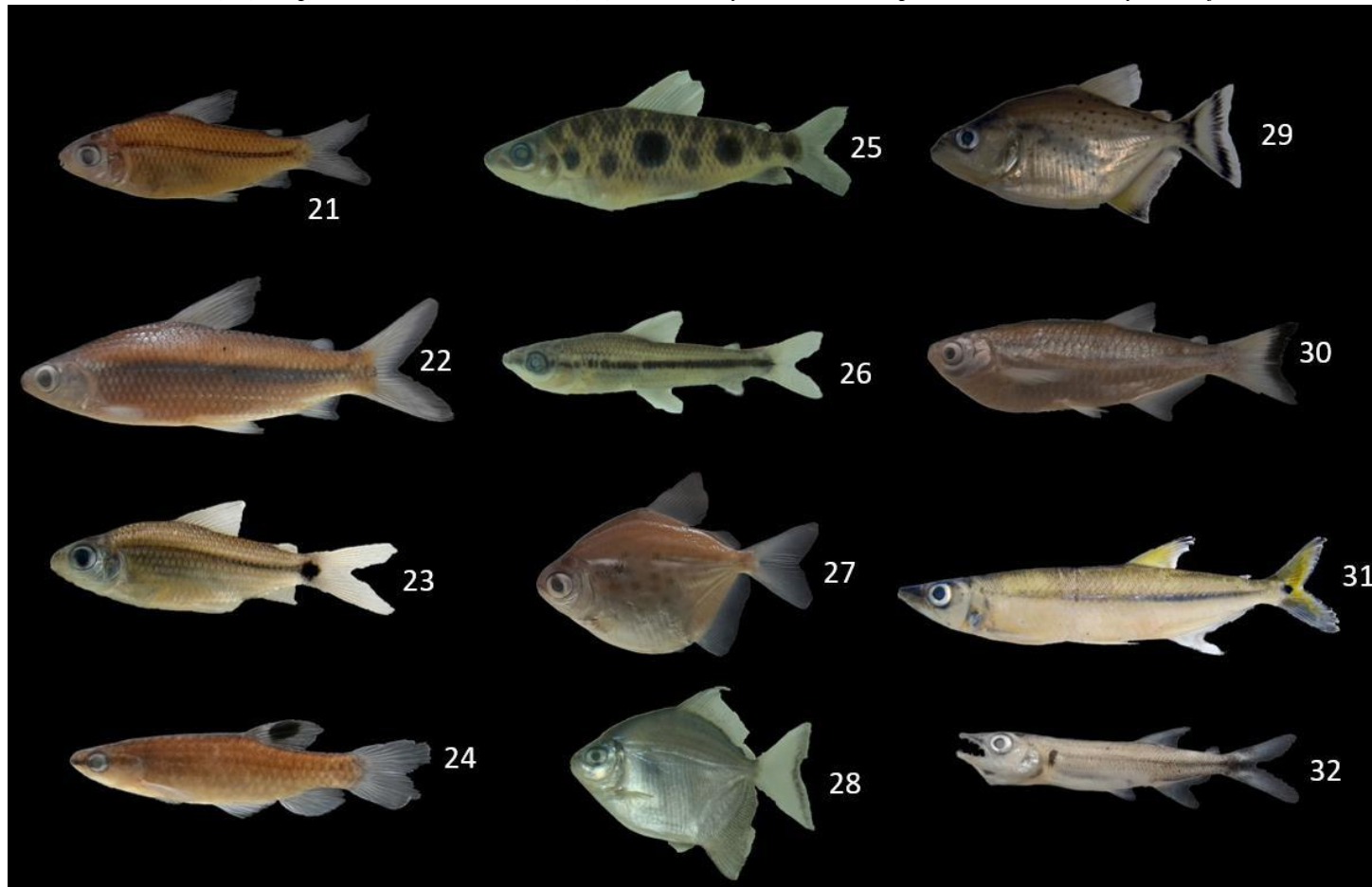
APÊNDICE B: EXEMPLARES REPRESENTATIVOS DAS ESPÉCIES DE CADA MÉTODO

Figura 6A: Exemplares representativos das espécies do córrego Capivara capturadas ativamente, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil. CHARACIFORMES: (1) *Microschemobrycon* sp1, 3 cm; (2) *Astyanax* cf. *goyacensis*, 6,58 cm; (3) *Hyphessobrycon heterorhabdus*, 2,3 cm; (4) *Hyphessobrycon moniliger*, 3,4 cm; (5) *Hemigrammus ora*, 4,4 cm; (6) *Hemigrammus* cf. *Rodwayi*, 3,9 cm; (7) *Hemigrammus* aff. *hyanuary*, 4,1 cm; (8) *Jupiaba elassonaktis*, 4,1 cm; (9) *Jupiaba polylepis*, 4,8 cm; (10) *Creagrutus* cf. *britskii*, 1,9 cm; (11) *Serrapinnus sterbai*, 2,5 cm; (12) *Bryconops* sp. D, 12 cm; (14) *Moenkhausia dichoura*, 5,6 cm; (15) *Moenkhausia* cf. *lepdura*, 7,6 cm; (16) *Moenkhausia colletii*, 5,1 cm; (17) *Moenkhausia pyrophthalma*, 4,1 cm; (18) *Tetragonopterus akamai*, 5,2 cm; (19) *Phenacogaster* sp., 4,3 cm; (20) *Exodon paradoxos*, 8,5 cm.



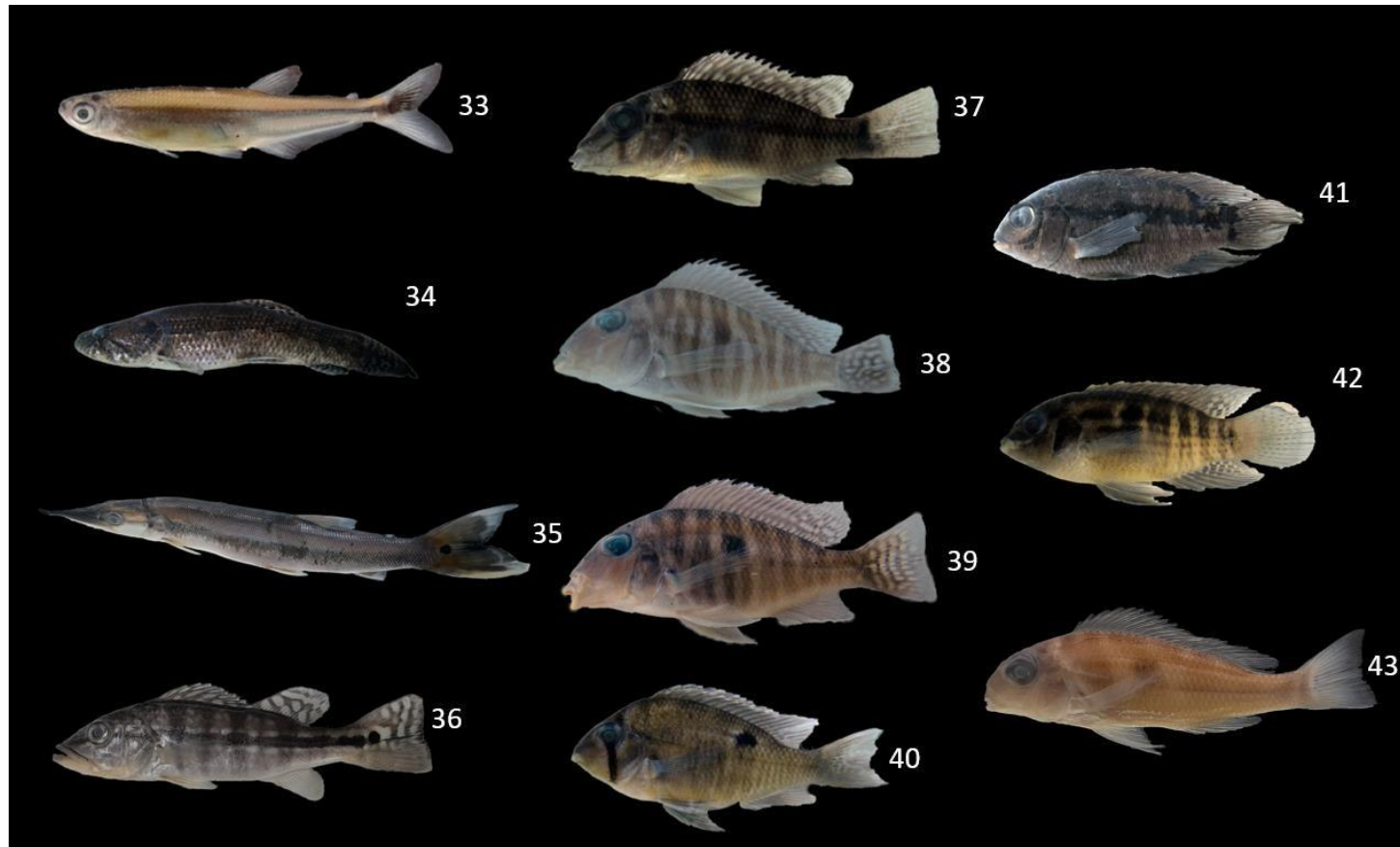
Fonte: Autora, 2021.

Figura 6B: Exemplos representativos das espécies do córrego Capivara capturadas ativamente, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil. CHARACIFORMES: (21) *Curimatella immaculata*, 4,4 cm (22) *Cyphocharax festivus*, 8,3 cm; (23) *Cyphocharax spilurus*, 2,7 cm; (24) *Pyrrhulina breves*, 5,0 cm; (25) *Leporinus* sp. (gr. *friderici*), 9,6 cm; (26) *Leporinus* sp 2, 4,1 cm; (27) *Metynnis* sp., 4,9 cm; (28) *Myleus* sp. (juvenil), 5,6 cm; (29) *Serrasalmus maculatus*, 5,0 cm; (30) *Triportheus albus*, 8,0 cm; (31) *Acestrorhynchus microlepis*, 18cm; *Acestrorhynchus falcatus*, 4,2cm.



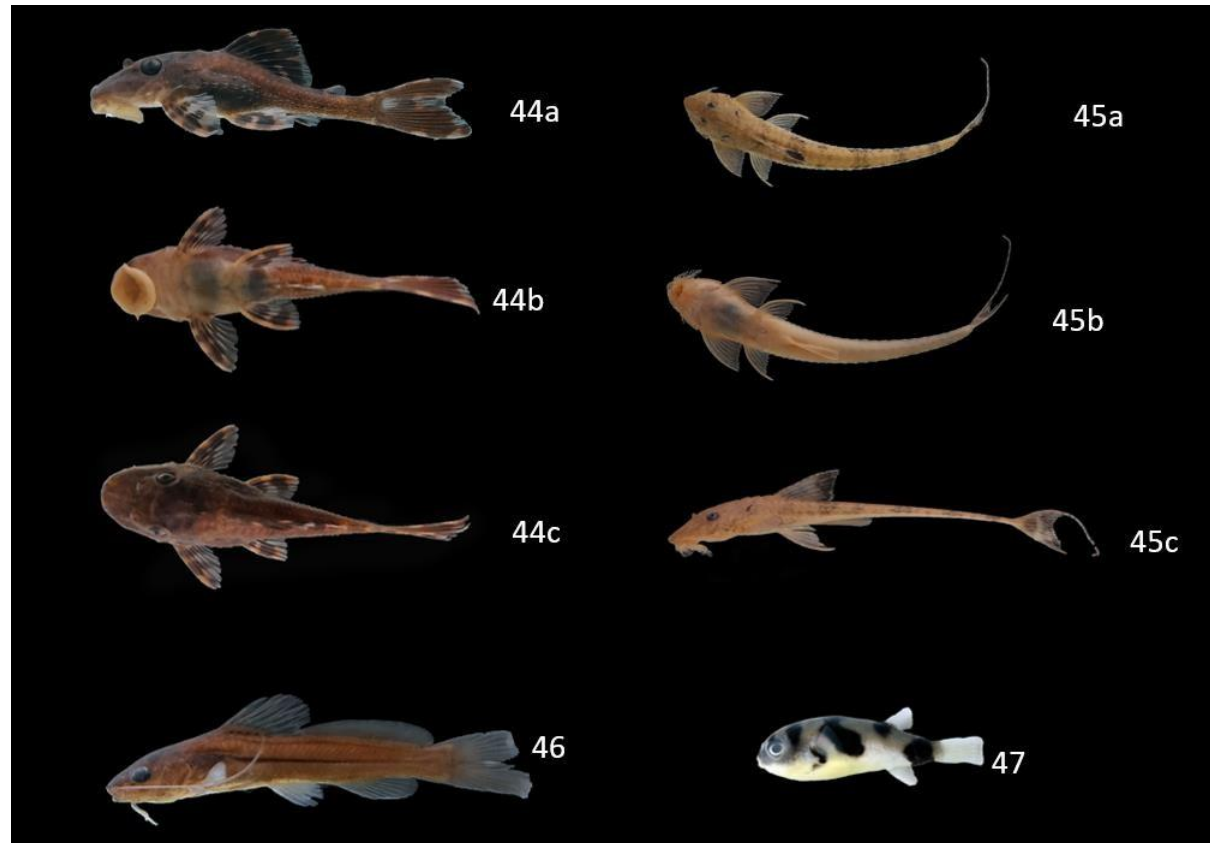
Fonte: Autora, 2021.

Figura 6C: Exemplos representativos das espécies do córrego capivara capturadas ativamente no córrego Capivara, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil. CHARACIFORMES: (33) *Iguanodectes* sp., 8,9 cm (34) *Hoplias curupira*, 15,5 cm; (35) *Boulengerella cuvieri*, 29,6 cm. CICLHIFORMES: (36) *Cichla piquiti*, 13,0 cm; (37) *Satanoperca jurupari*, 3,6 cm; (38) *Geophagus neambi* 9,5 cm; (39) *Geophagus sveni*, 7,4 cm; (40) *Biotodoma cupido*, 7,5 cm; (41) *Cichlasoma araguaense*, 12 cm (42) *Laetacara* cf. *araguaiae*, 4,7 cm; (43) *Retroculus* sp (juvenil), 5,2cm.



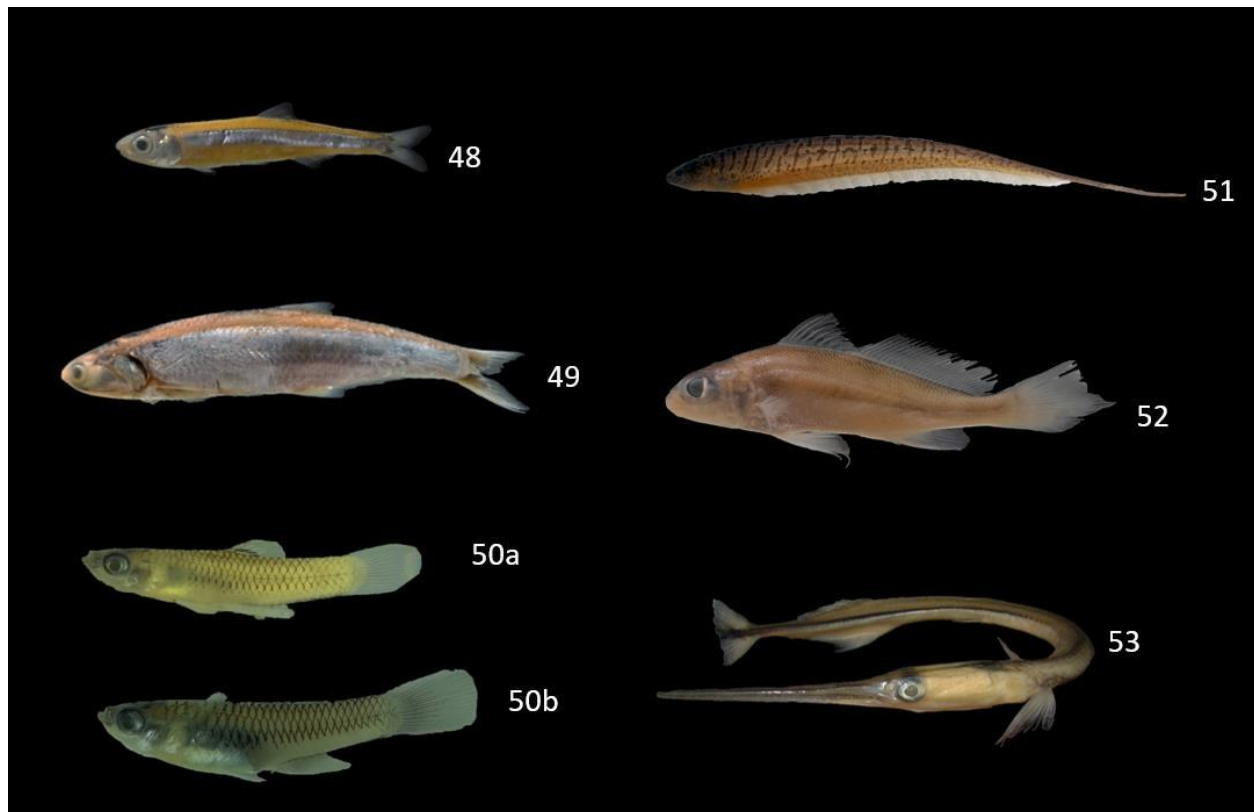
Fonte: Autora, 2021.

Figura 6D: Exemplos representativos das espécies do córrego Capivara capturadas ativamente, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil. SILURIFORMES: (44a) *Hypostomus* sp. (juvenil), lateral, 4,0 cm; (44b) *Hypostomus* sp. (juvenil), ventral, 4,0 cm; (44c) *Hypostomus* sp. (juvenil), dorsal, 4,0 cm; (45) *Rineloricaria* sp. (juvenil), 12cm; (46) *Rhandia quelen*, 3,9 cm; TETRAODONTIFORMES (47) *Colomesus tocantinensis*, 2,7 cm.



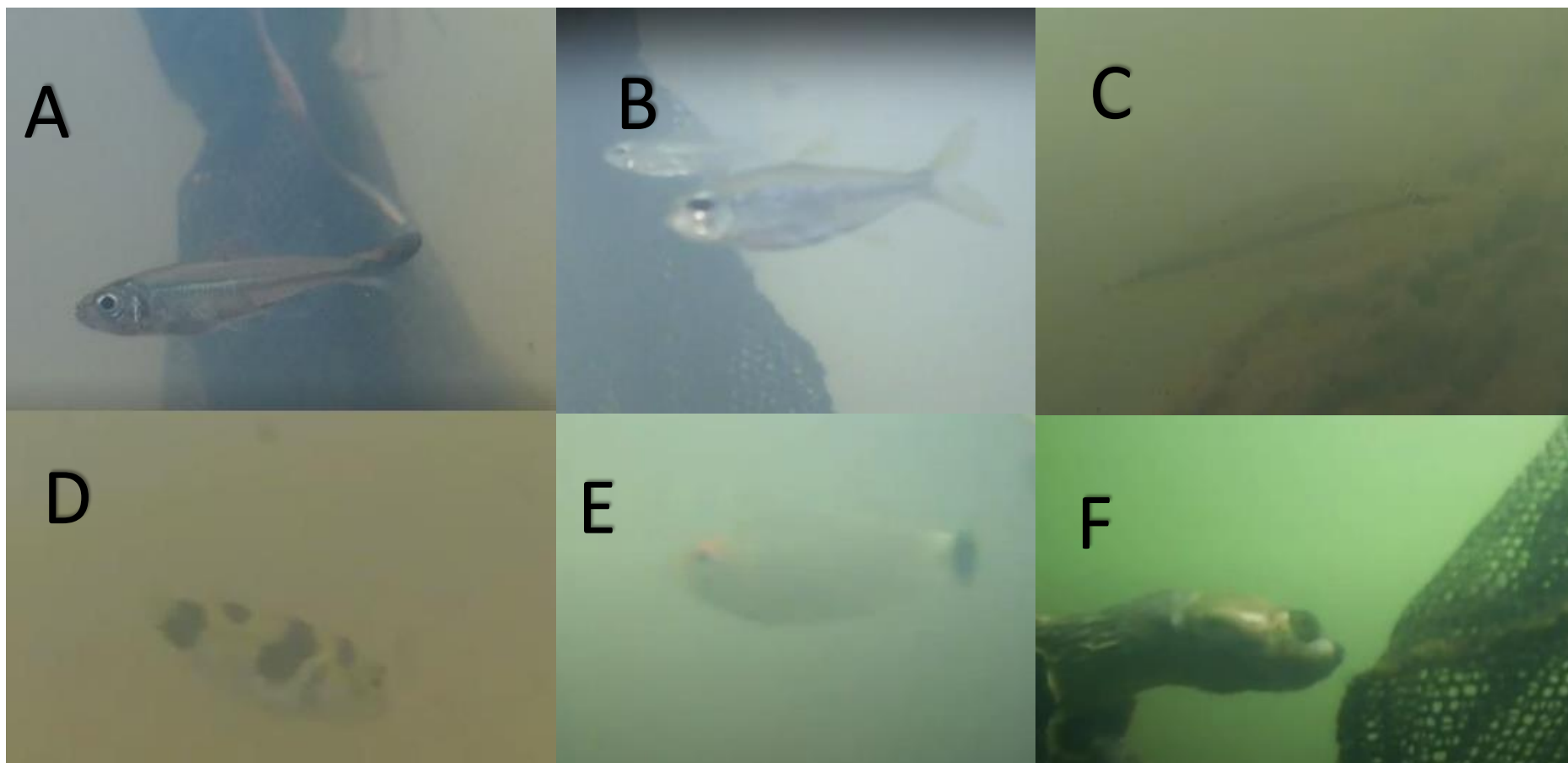
Fonte: Autora, 2021.

Figura 6E: Exemplos representativos das espécies do córrego Capivara capturadas ativamente, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil. CLUPEIFORMES: (48) *Anchoviella carrikeri*, 6,1 cm; (49) *Lycengraulis batesii*, 17 cm; CYPRINODONTIFORMES: (50a) *Pamphorichthys araguaiensis*, macho, 2,1 cm; (50b) *Pamphorichthys araguaiensis*, fêmea, 2,9 cm. GYMNOTIFORME: (51) *Gymnotus carapo*, 15,5 cm. PERCIFORMES: (52) *Pachyurus calhamazon*, 8,2 cm; BELONIFORMES: (53) *Pseudotylorus micros*, 40,5 cm.



Fonte: Autora, 2021.

Figura 7: Exemplos representativos das espécies capturadas passivamente no córrego Capivara, Distrito de Luzimangues, Porto Nacional- TO, Brasil. A- Characidae sp1; B- Characidae sp2; C- *Crenicichla* sp.; D- *Colomesus tocantinensis*; E- *Moenkhausia pyrophthalma*, e F- Fauna associada.



Fonte: Autora, 2021.