

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE  
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

MARCELO HENRIQUE SCHMITZ

**Sensoriamento remoto orbital para o estudo das interações ambiente-  
ictiofauna em um reservatório Neotropical**

Maringá  
2020

MARCELO HENRIQUE SCHMITZ

**Sensoriamento remoto orbital para o estudo das interações ambiente-  
ictiofauna em um reservatório Neotropical**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.  
Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Guilherme Gentil de Farias

Maringá  
2020

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S355s Schmitz, Marcelo Henrique, 1993-  
Sensoriamento remoto orbital para o estudo das interações ambiente-ictiofauna em um reservatório Neotropical / Marcelo Henrique Schmitz. -- Maringá, 2020.  
45 f. : il. (algumas color.).  
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2020.  
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.  
Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Guilherme Gentil de Farias.  
1. Ictiofauna de água doce - Reservatórios - Variáveis limnológicas - Bahia (Estado).  
2. Sensoriamento remoto orbital (SR). 3. Reservatórios - Gradiente longitudinal. I.  
Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1763098142

MARCELO HENRIQUE SCHMITZ

**Sensoriamento remoto orbital para o estudo das interações ambiente-  
ictiofauna em um reservatório Neotropical**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. David Valença Dantas  
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Liliana Rodrigues  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 17 de fevereiro de 2020.

Local de defesa: Sala 102, bloco G-90, Nupélia, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha família, Ana, Nilce, Inácio, Luan, Marlon, Jussara, Lívia, Cleonice, Aldo, Ana Luiza, Airton e Maria pelo constante e incondicional apoio.

Aos meus orientadores, Prof. Luiz e Prof. Eduardo, pelos ensinamentos e por sempre estarem disponíveis e receptivos para o esclarecimento de quaisquer dúvidas.

Aos membros da banca avaliadora, pela disponibilidade em auxiliar e pelas valorosas contribuições.

Ao Prof. William e à Prof.<sup>a</sup> Natália, por gentilmente fornecerem o banco de dados utilizados neste estudo.

Ao PEA e ao Nupélia, por toda a infraestrutura e apoio técnico que foram fundamentais durante a elaboração do trabalho.

Ao João e a Maria Salete, sempre atenciosos e prestativos nas minhas visitas à biblioteca.

Aos colegas de laboratório e amigos, obrigado pela parceria.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa concedida.

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

# Sensoriamento remoto orbital para o estudo das interações ambiente-ictiofauna em um reservatório Neotropical

## RESUMO

A distribuição diferencial da produtividade em reservatórios apresenta consequências sobre a assembleia de peixes, influenciando espacialmente na sua distribuição, ao longo de um gradiente longitudinal. Seguindo a hipótese de que as dinâmicas espaço-temporais de clorofila *a* e turbidez têm influência na distribuição da assembleia de peixes no reservatório de Sobradinho, BA, foram testadas três predições: i) Se as variações espaço-temporais destas variáveis, determinadas por processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, seguem o padrão espacial de zonação descrito na literatura, para grandes reservatórios; ii) Se com o aumento da distância, em quilômetros, dos pontos de coleta em relação à barragem há incremento na abundância total de peixes; e iii) Se com o aumento da produtividade, representada por maiores concentrações de clorofila *a* e turbidez, há incremento na abundância de peixes (total ou por guilda trófica). A amostragem foi distribuída em cinco períodos, entre abril de 2008 e julho de 2009, sendo realizada pelo menos uma coleta em cada zona do reservatório, fluvial, transição e lacustre, em cada período. Selecionou-se as bandas 2 e 3 de cenas do satélite Landsat-5, nas quais as variáveis limnológicas escolhidas apresentam seu pico de reflexão. Com os valores das coletas *in situ* e a reflectância das cenas foi realizada uma interpolação e, posteriormente elaborou-se mapas temáticos de cada uma das variáveis. Os valores de clorofila *a* e turbidez dos pontos de coleta da ictiofauna foram extraídos das interpolações. Para analisar a existência do gradiente longitudinal, realizou-se análises de correlação de Spearman entre o valor das variáveis limnológicas e a distância do ponto de coleta em relação à barragem, obtidos através da extração de um perfil longitudinal do reservatório. Para buscar associações entre as variáveis limnológicas e a ictiofauna realizou-se análises de correlação de Spearman com o valor das variáveis e abundância total e por guilda trófica. Também, efetuou-se as análises dividindo os pontos de coleta de acordo com a zona do reservatório e com o regime pluviométrico (seca e cheia). O reservatório de Sobradinho apresentou um padrão de zonação de produtividade condizente com o padrão típico de grandes reservatórios. Esta zonação teve forte associação com a distribuição da abundância de peixes no reservatório de Sobradinho. Foi evidenciada uma associação entre a abundância de peixes da zona lacustre e o incremento sazonal da produtividade, sendo notável a diminuição da abundância durante os meses secos e o incremento desta durante as cheias. No entanto, na zona fluvial, o excesso de turbidez agiu como um fator limitante. Valores altos dessa variável, evidenciando também maior fluxo d'água, podem ter favorecido a dispersão dos organismos para locais de menor *stress* ambiental, diminuindo a abundância de peixes nesta região durante as cheias. Entretanto, em geral, a zona fluvial apresentou as maiores abundâncias, exibindo o conhecido padrão fluvial > transição > lacustre. A presença de características favoráveis na zona fluvial, como inundação sazonal e maior heterogeneidade ambiental, podem ter contribuído para esse resultado.

**Palavras-chave:** Limnologia. Landsat. Gradiente longitudinal. Produtividade. Mapas temáticos. Guildas tróficas de peixes.

# **Orbital remote sensing for the study of environment-ichthyofauna interactions in a Neotropical reservoir**

## ***ABSTRACT***

The differential distribution of productivity in reservoirs has consequences for the fish assemblage, influencing spatially in its distribution, along a longitudinal gradient. Following the hypothesis that the spatiotemporal dynamics of chlorophyll *a* and turbidity influence the distribution of the fish assemblage in the Sobradinho reservoir, BA, three predictions were tested: i) Whether the spatiotemporal variations of these variables, determined by digital processing of remote sensing images, follow the spatial zoning pattern described in the literature, for large reservoirs; ii) Whether with the increase in distance, in kilometers, from the collection points to the dam, there is an increase in the total abundance of fish; and iii) If, with the increase in productivity, represented by higher concentrations of chlorophyll *a* and turbidity, there is an increase in the abundance of fish (total or by trophic guild). The sampling was distributed in five periods, between April 2008 and July 2009, with at least one collection being carried out in each zone of the reservoir, fluvial, transition and lake, in each period. Bands 2 and 3 of scenes from the Landsat-5 satellite were selected, in which the chosen limnological variables show their peak of reflection. With the values of the collections in situ and the reflectance of the scenes, an interpolation was performed and, later, thematic maps of each of the variables were elaborated. The chlorophyll *a* and turbidity values of the ichthyofauna collection points were extracted from the interpolations. To analyze the existence of the longitudinal gradient, Spearman correlation analyses were performed between the value of the limnological variables and the distance from the collection point to the dam, obtained by extracting a longitudinal profile of the reservoir. To search for associations between limnological variables and ichthyofauna, Spearman's correlation analyses were performed with the value of the variables and total abundance and by trophic guilds. Also, the analyses were carried out dividing the collection points according to the reservoir area and the rainfall regime (dry and full). The Sobradinho reservoir showed a pattern of productivity zoning consistent with the typical pattern of large reservoirs. This zoning had a strong association with the distribution of fish abundance in the Sobradinho reservoir. There was an association between the abundance of fish in the lake area and the seasonal increase in productivity, with a remarkable decrease in abundance during the dry months and an increase in abundance during the floods. However, in the river zone, excess turbidity acted as a limiting factor. High values of this variable, also showing a greater flow of water, may have favored the dispersion of organisms to places of lesser environmental stress, reducing the abundance of fish in this region during floods. However, in general, the fluvial zone showed the highest abundances, exhibiting the well-known fluvial > transition > lacustrine pattern. The presence of favorable characteristics in the river zone, such as seasonal flooding and greater environmental heterogeneity, may have contributed to this result.

**Keywords:** Limnology. Landsat. Longitudinal gradient. Productivity. Thematic maps. Fish Trophic guilds.

Dissertação elaborada e formatada conforme as  
normas da publicação científica *Hydrobiologia*.  
Disponível em:  
<https://www.springer.com/journal/10750>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>11</b>
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo .....</b>	<b>11</b>
<b>2.2</b>	<b>Coletas <i>in situ</i> .....</b>	<b>13</b>
<b>2.3</b>	<b>Sensoriamento Remoto .....</b>	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>21</b>
<b>3.1</b>	<b>Precipitação.....</b>	<b>21</b>
<b>3.2</b>	<b>Perfis longitudinais.....</b>	<b>21</b>
<b>3.3</b>	<b>Mapas temáticos .....</b>	<b>24</b>
<b>3.4</b>	<b>Ictiofauna – Abundância Total .....</b>	<b>26</b>
<b>3.5</b>	<b>Ictiofauna – Abundância das guildas tróficas.....</b>	<b>29</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>31</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>34</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>36</b>
	<b>APÊNDICE A - Tabela de dados da abundância relativa da ictiofauna.....</b>	<b>43</b>
	<b>APÊNDICE B - Diagramas de dispersão da abundância de cada guilda... ..</b>	<b>44</b>
	<b>APÊNDICE C - Diagramas de dispersão da abundância de cada guilda... ..</b>	<b>45</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento econômico ao redor do mundo vem desencadeando um incremento na demanda por fontes de energia, o que progressivamente têm levado muitos países a construir usinas hidrelétricas para atender esta necessidade (Cheng et al., 2015). Porém, o barramento de rios para a formação de reservatórios de usinas hidrelétricas causa descontinuidade nas características físicas e biológicas do ecossistema aquático, especialmente na dinâmica de materiais, energia e nutrientes (Ward & Stanford, 1983, 1995), mais evidente em grandes reservatórios (Thornton et al., 1990). Estas alterações causadas nos processos relacionados a sedimentação e aos nutrientes levam a formação de um gradiente longitudinal, permitindo a identificação de três zonas no reservatório: zona fluvial, zona de transição e zona lacustre (Kennedy & Walker, 1990; Agostinho et al., 2007). Contudo, os limites espaciais entre estas zonas são temporalmente instáveis e, portanto, de difícil delimitação (Kennedy & Walker, 1990).

Metade dos grandes reservatórios do mundo (com capacidade máxima de armazenamento maior que  $10^3$  km<sup>3</sup>) apresenta valores de retenção de sedimento maiores que 80% (Vörösmarty et al., 2003). A perda de nutrientes se dá, principalmente, pela diminuição da capacidade de suspensão dos compostos particulados entre as zonas fluvial e de transição (Kennedy & Walker, 1990). Também merece destaque o papel do fitoplâncton na absorção destes compostos. Este grupo, apesar de não apresentar uma produção expressiva na zona fluvial, devido a maior velocidade da água, tende a ser mais abundante na convergência entre as zonas fluvial e de transição. Nessa região o fitoplâncton encontra as condições mais propícias para seu desenvolvimento, participando ativamente na remoção de nutrientes da água (Kennedy & Walker, 1990). Dessa forma, é pertinente esperar que, tanto as características das zonações física e química, quanto a distribuição diferencial da produção primária no reservatório, exercem influência sobre as demais comunidades destes ecossistemas.

Em geral, nos grandes reservatórios, a assembleia de peixes se distribui espacialmente ao longo do gradiente longitudinal (Agostinho et al., 2007, 2008, 2016; Santos et al., 2010; Affonso et al., 2016). As espécies de peixe tendem a se concentrar em ambientes que preservam as características fluviais originais ou de grande heterogeneidade ambiental (Agostinho et al., 2008, 2016). As diferenças em relação ao ecossistema original são maiores na região lacustre. As condições severas de qualidade e quantidade de *habitat* desta região impõe um rígido filtro ambiental para os indivíduos, favorecendo espécies que apresentam pré-adaptações a fim de

diminuir o estresse ambiental (Fernando & Holčík, 1982). Espécies com hábito pelágico, por exemplo, são mais frequentes na zona lacustre em detrimento de espécies reofílicas, que são mais encontradas na zona fluvial (Agostinho et al., 2008, 2016). Também, é comum encontrar um gradiente decrescente de diversidade de espécies de peixes em direção à barragem (Agostinho et al., 2007, 2016).

Dentre os maiores reservatórios artificiais do mundo, Sobradinho se destaca pela extrema importância no desenvolvimento socioeconômico da região nordeste do Brasil, servindo para diversos usos como irrigação, pesca, aquicultura, navegação e produção hidrelétrica (Braga et al., 2012). Reservatórios como o de Sobradinho, que se estendem por grandes áreas geográficas, demandam altos investimentos financeiros e logísticos em seu monitoramento ambiental (Hadjimitsis et al., 2006; Vilela, 2010; Le et al., 2011). Considerando isto, alguns trabalhos têm aplicado métodos alternativos para obtenção de dados ambientais, como, por exemplo, aqueles que usam processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, que trazem uma abordagem mais ampla, menos custosa e mais rápida em ambientes aquáticos continentais (Mertes, 2002).

Diversas organizações comerciais e governamentais fornecem imagens geradas por sensores orbitais com resoluções variadas, podendo estas serem empregadas para diversas aplicações ambientais (Kloiber et al., 2002; Mertes, 2002). Consoante à limnologia, o uso de dados remotos têm sido progressivamente adotado no mapeamento e extração de dados sobre extensas áreas de corpos hídricos, possibilitando a espacialização de informações quantitativas numa escala que seria inviável com a obtenção de coletas *in situ* (Curran et al., 1987; Hamilton et al., 1993; Gao et al., 2012; Curtarelli et al., 2013, 2015; Watanabe et al., 2018; Martins et al., 2019).

O uso do sensoriamento remoto passivo, em ambientes aquáticos, baseia-se na possibilidade de extração de informações sobre a qualidade da água a partir da reflexão da radiação eletromagnética oriunda do sol, após esta interagir com a superfície da coluna d'água (Hellweger et al., 2004). Neste sentido, a resolução radiométrica destes sensores apresenta a discretização dos valores de radiância em níveis de cinza, sendo essa uma relevante abordagem para a identificação da variabilidade de diferentes feições físicas e biológicas. Sensores passivos a bordo de satélites podem medir a quantidade de radiação refletida em diversos comprimentos de onda, comparando-a com curvas espectrais de referência e/ou com dados obtidos *in situ* para o mesmo período da passagem do sensor (Vilela, 2010). Desta forma, é possível interpretar as

informações quantitativas em uma escala que permite uma visão sinóptica de todo o corpo aquático.

Partindo deste contexto, este trabalho visa mapear a produtividade da água, no reservatório de Sobradinho, com auxílio das bandas 2 e 3 do satélite Landsat-5, relacionando os níveis de cinza, obtidos a partir destas bandas, com informações obtidas em coletas *in situ* das variáveis clorofila *a* e turbidez. Com este mapeamento será possível explorar associações entre a variabilidade destes indicadores ambientais e a distribuição da assembleia de peixes no reservatório. Seguindo a hipótese de que as dinâmicas espaço-temporais de clorofila *a* e turbidez têm influência na distribuição da assembleia de peixes em Sobradinho, foi testado: i) Se as variações espaço-temporais de clorofila *a* e turbidez, determinadas por processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, seguem o padrão espacial de zonação descrito na literatura para grandes reservatórios; ii) Se com o aumento da distância, em quilômetros, dos pontos de coleta em relação à barragem há incremento na abundância total de peixes e iii) Se com o aumento da produtividade, indexada por maiores concentrações de clorofila *a* e turbidez, há incremento na abundância de peixes (total e por guilda trófica).

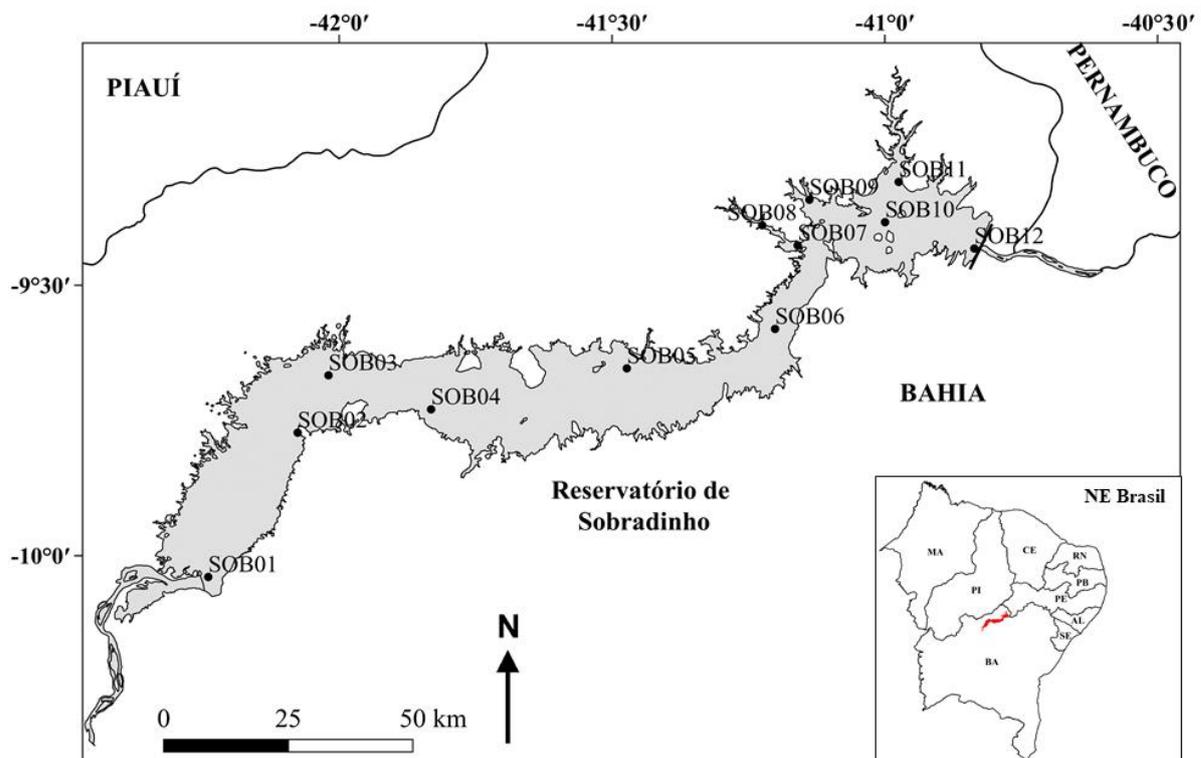
## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

O reservatório de Sobradinho (Figura 1) está localizado na bacia hidrográfica do rio São Francisco (limites de latitude entre 7° 00' e 21° 00' S, e limites de longitude entre 35° 00' e 47° 40' O), em uma região sujeita a longos períodos de estiagem, o “Polígono da Seca”, considerada a região semiárida mais populosa do mundo (Soares, 2013). Por este fato, Sobradinho apresenta elevada relevância nos aspectos econômicos e sociais da região nordeste do Brasil (Godinho & Godinho, 2003; Braga et al., 2012; Rossoni et al., 2013). O reservatório se estende por 350 km, cobrindo uma área de 4.214 km<sup>2</sup> e apresentando um volume de 34.116 km<sup>3</sup> de água (Braga et al., 2012). A bacia hidrográfica do rio São Francisco é a terceira maior bacia hidrográfica do Brasil, com seu potencial hidrelétrico altamente explorado, apresenta uma área alagada total de 5.856,2 km<sup>2</sup> (IBGE, 1999), sendo considerada a segunda maior no país em capacidade de geração elétrica. Desde 1970, seis grandes reservatórios (Sobradinho, Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso I-III, Paulo Afonso IV e Xingó) foram formados na porção mediana e inferior desse rio.

A hidrodinâmica de Sobradinho é majoritariamente determinada pela descarga do rio São Francisco que, no verão, é responsável por aumentar o nível d'água em até 12 m após 4-5 meses de tempo relativamente seco (Medeiros et al., 2014; Martins et al., 2019). Nesses eventos, as regiões mais a montante do reservatório sofrem inundação de áreas marginais, devido a um menor declive das margens e menor profundidade do talvegue (Medeiros et al., 2014).

Buscando determinar os meses mais secos e mais chuvosos ao longo do período de estudo, foram obtidos, no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2019), os dados de precipitação mensal acumulada (mm), para o período entre Março de 2008 e Agosto de 2009, coletados na estação meteorológica da cidade de Remanso (Longitude:  $42^{\circ} 4' 51.81''$  O Latitude:  $9^{\circ} 37' 24.87''$  S), localizada às margens do reservatório.



**Figura 1.** Reservatório de Sobradinho com a identificação dos pontos das coletas das variáveis clorofila *a* e turbidez (SOB01 – SOB12). (EPSG: 4674).

## 2.2 Coletas *in situ*

Os dados limnológicos e de captura de peixes, utilizados neste estudo, foram obtidos durante as coletas dos projetos “Estudos limnológicos nos reservatórios de Sobradinho e submédio rio São Francisco: padrões espaciais e temporais” e "Inventário dos ecossistemas aquáticos do baixo São Francisco", financiados pela Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF), através da Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional (FADURPE).

Os dados utilizados neste trabalho são referentes as coletas realizadas nos meses de abril, julho e outubro de 2008 (ABR08, JUL08 e OUT08, respectivamente) e também em janeiro e julho de 2009 (JAN09, JUL09). Em cada um destes meses foi realizada pelo menos uma coleta em cada uma das diferentes zonas do reservatório: fluvial (trecho lótico), transição e lacustre (trecho lêntico).

Para a captura da ictiofauna, foram utilizadas 12 redes de emalhe com malhas de 24, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 100, 120, 140, 160 e 180 mm de abertura (entre nós opostos), com comprimento total de 50 m e altura variando entre 1,44 e 3,60 m. As redes foram expostas por um período de 12 horas, sendo instaladas às 17:00 h e recolhidas às 5:00 h da manhã seguinte. A abundância foi indexada pela captura por unidade de esforço – CPUE, em relação à área de cada rede ( $r/m^2$ ) relativa a um período padronizado de 12 h de exposição (Equação 1).

$$\text{Equação 1. } CPUE = \sum (Nm \times EPm^{-1}) \times 1000$$

Sendo:

$Nm$  = número de peixes capturados pela malha  $m$ .

$EPm$  = esforço de pesca em  $m^2$  das redes da malha  $m$ .

$m$  = tamanho da malha.

As espécies capturadas foram agrupadas por guilda trófica, seguindo as classificações descritas em Hahn et al. (1998), Alvim & Peret (2004), Pompeu & Godinho (2006), Santos & Brasil-Sato (2006), Luz et al. (2009), Morais et al. (2017) e Nobile et al. (2019). Os pontos de coleta da ictiofauna estão demonstrados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Pontos de coleta da ictiofauna no reservatório de Sobradinho (P01 – P22). Os pontos são distribuídos ao longo dos diferentes meses e zonas do reservatório: FLU – fluvial; TRA – transição; e LAC – lacustre. Coordenadas em graus decimais (EPSG: 4674) (Lon.: Longitude, Lat.: Latitude).

<b>Ponto</b>	<b>Período</b>	<b>Zona</b>	<b>Lon.</b>	<b>Lat.</b>
P01	Abril 2008	FLU	42° 14' 07,19" O	10° 01' 59,45" S
P02	Abril 2008	FLU	42° 04' 24,56" O	09° 46' 14,45" S
P03	Abril 2008	TRA	42° 04' 46,63" O	09° 39' 56,59" S
P04	Abril 2008	TRA	41° 59' 31,31" O	09° 42' 53,86" S
P05	Abril 2008	LAC	41° 50' 29,87" O	09° 43' 08,11" S
P06	Abril 2008	LAC	41° 10' 49,08" O	09° 35' 22,20" S
P07	Julho 2008	FLU	42° 19' 00,23" O	10° 01' 52,97" S
P08	Julho 2008	TRA	42° 00' 03,60" O	09° 38' 58,56" S
P09	Julho 2008	LAC	41° 52' 28,20" O	09° 42' 30,96" S
P10	Julho 2008	LAC	40° 56' 12,12" O	09° 25' 25,32" S
P11	Outubro 2008	FLU	42° 23' 24,47" O	10° 02' 07,58" S
P12	Outubro 2008	FLU	42° 07' 17,04" O	09° 43' 14,16" S
P13	Outubro 2008	TRA	42° 05' 15,00" O	09° 45' 37,44" S
P14	Outubro 2008	TRA	42° 04' 46,63" O	09° 39' 56,59" S
P15	Outubro 2008	LAC	41° 52' 01,49" O	09° 43' 34,14" S
P16	Outubro 2008	LAC	41° 47' 15,00" O	09° 38' 56,00" S
P17	Janeiro 2009	FLU	42° 24' 39,60" O	10° 03' 46,80" S
P18	Janeiro 2009	TRA	42° 04' 46,63" O	09° 39' 56,59" S
P19	Janeiro 2009	LAC	41° 08' 36,60" O	09° 26' 23,28" S
P20	Julho 2009	FLU	42° 05' 20,62" O	09° 47' 49,452" S
P21	Julho 2009	TRA	42° 12' 42,16" O	09° 48' 52,13" S
P22	Julho 2009	LAC	41° 27' 41,80" O	09° 43' 44,50" S

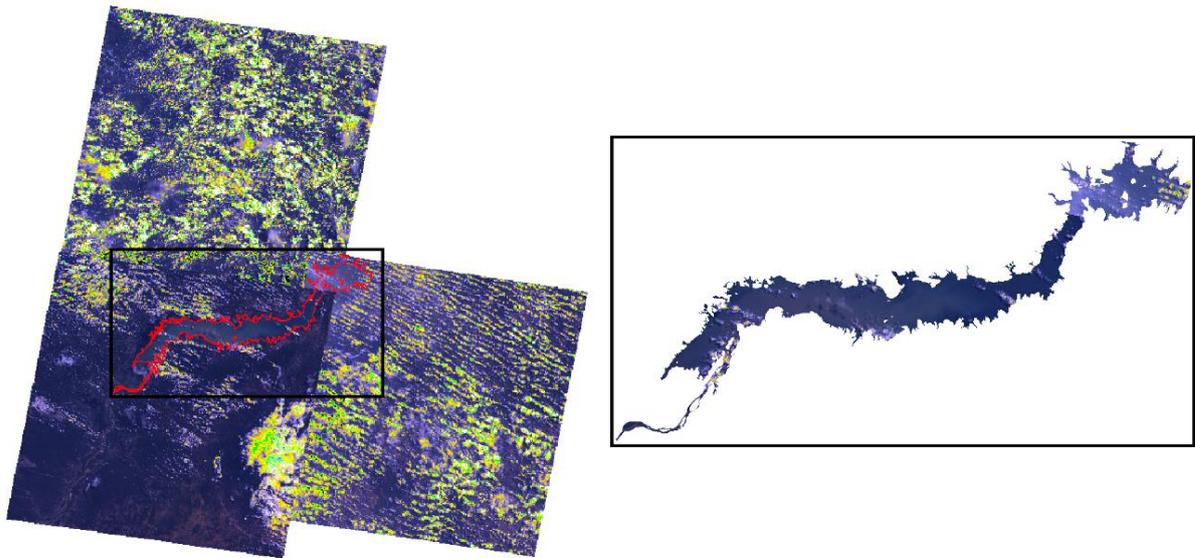
Durante as coletas no reservatório, a turbidez (NTU) foi medida com um turbidímetro na superfície da água. Amostras de água foram coletadas da superfície com uma garrafa de Van Dorn com capacidade de 2,5 L e a concentração de clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) foi determinada através do método proposto por Nusch (1980) e recomendações por Wetzel & Likens (2000). A

caracterização de cada ponto de coleta foi determinada com base nas considerações de Thornton (1990): a) Zona fluvial: porção inicial do reservatório, com características notadamente lóaticas; b) Zona de transição: região do reservatório com características hidrológicas sazonalmente variáveis, de relevo lateral suave sujeito ao alagamento e ampla variação de área; e c) Zona lacustre: parte mais interna do reservatório, com características lacustres. Os pontos de coleta das variáveis limnológicas estão marcados no mapa da área de estudo na Figura 1 (SOB01 – SOB12).

### 2.3 Sensoriamento Remoto

O satélite escolhido foi o Landsat-5, lançado em 01 de março de 1984 pela NASA. As cenas do satélite foram adquiridas gratuitamente através do site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2019). Para realizar a correlação com as variáveis coletadas *in situ*, foram escolhidas as cenas disponíveis que corresponderam ao período de coleta no reservatório de Sobradinho (abril de 2008 – julho de 2009).

A busca pelas imagens de satélite, para cada mês de coleta, foi realizada utilizando um filtro encobrendo três meses, ou seja, se a coleta *in situ* foi em julho, imagens de junho, julho e agosto foram selecionadas. Durante o período entre março e maio de 2009 foram realizadas coletas *in situ*, porém todas as cenas disponíveis do Landsat-5, para o período, apresentaram excesso de nebulosidade sobre o reservatório, impedindo sua utilização nas análises (ver Figura 2). Dentre as cenas dos demais períodos, a melhor para representar cada um destes foi selecionada de acordo com dois critérios: a) data mais próxima ao mês da coleta *in situ* e b) cobertura de nuvens inferior a 20%.

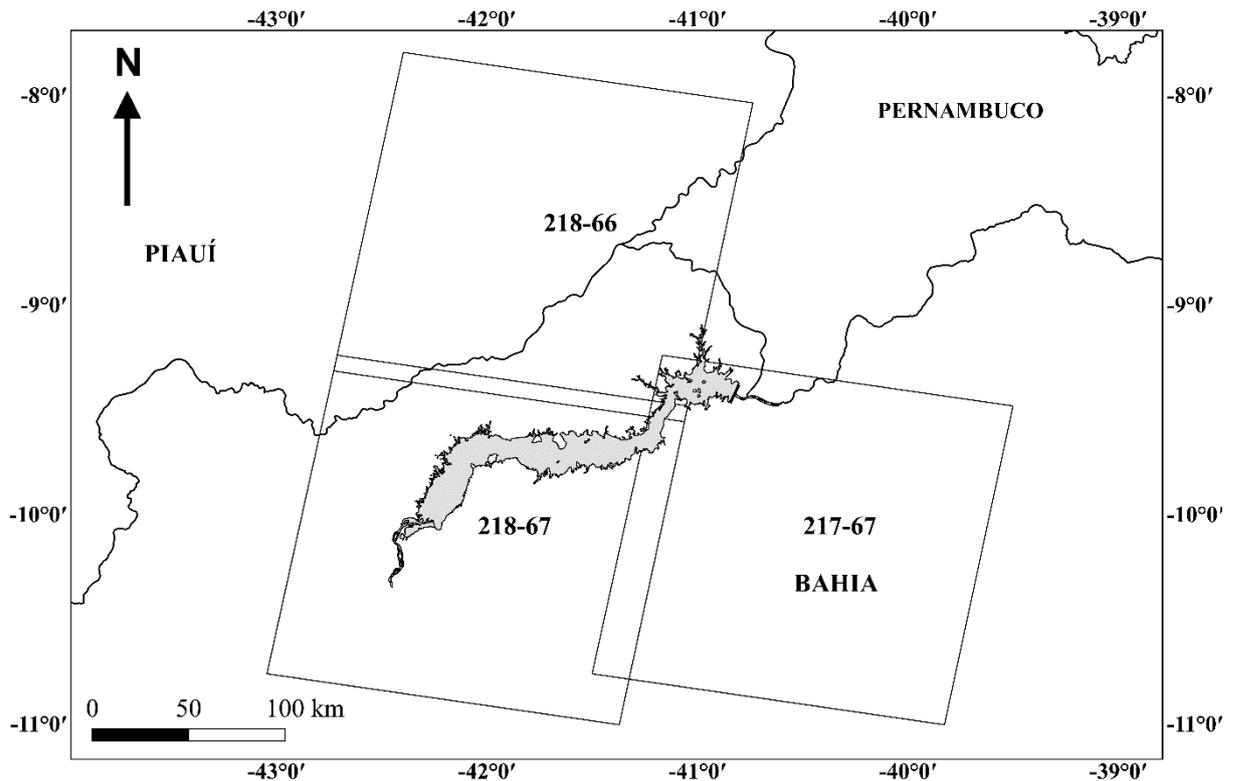


**Figura 2.** À esquerda, composição RGB do reservatório de Sobradinho representando o período entre março e maio de 2009. À direita, recorte e aproximação do reservatório na imagem, evidenciando a alta nebulosidade sobre a porção d'água.

Para cada cena foram selecionadas duas bandas (bandas 2 e 3 do Landsat-5), representando as faixas espectrais nas quais a água apresenta as maiores taxas de reflexão para as variáveis selecionadas (Tabela 2). A região de interesse do reservatório de Sobradinho é dividida em três órbitas-ponto, isto é, são necessárias três cenas do Landsat-5 para cobrir toda sua extensão (Figura 3). Para cada um dos intervalos amostrais supracitados foram obtidas as cenas das bandas 2 e 3 destas três órbitas-ponto.

**Tabela 2.** Características das bandas espectrais 2 e 3 do satélite Landsat-5.

Atributo	Banda 2	Banda 3
Cor da faixa espectral	Verde	Vermelho
Comprimento de onda	520 – 600 nm	630 – 690 nm
Maior reflectância	Maior concentração de clorofila <i>a</i> (Pico de reflexão da clorofila <i>a</i> )	Maior turbidez (Pico de reflexão da turbidez)



**Figura 3.** Posicionamento das órbitas-ponto (217-67, 218-66 e 218-67) do satélite Landsat-5 sobre o reservatório de Sobradinho. (EPSG: 4674).

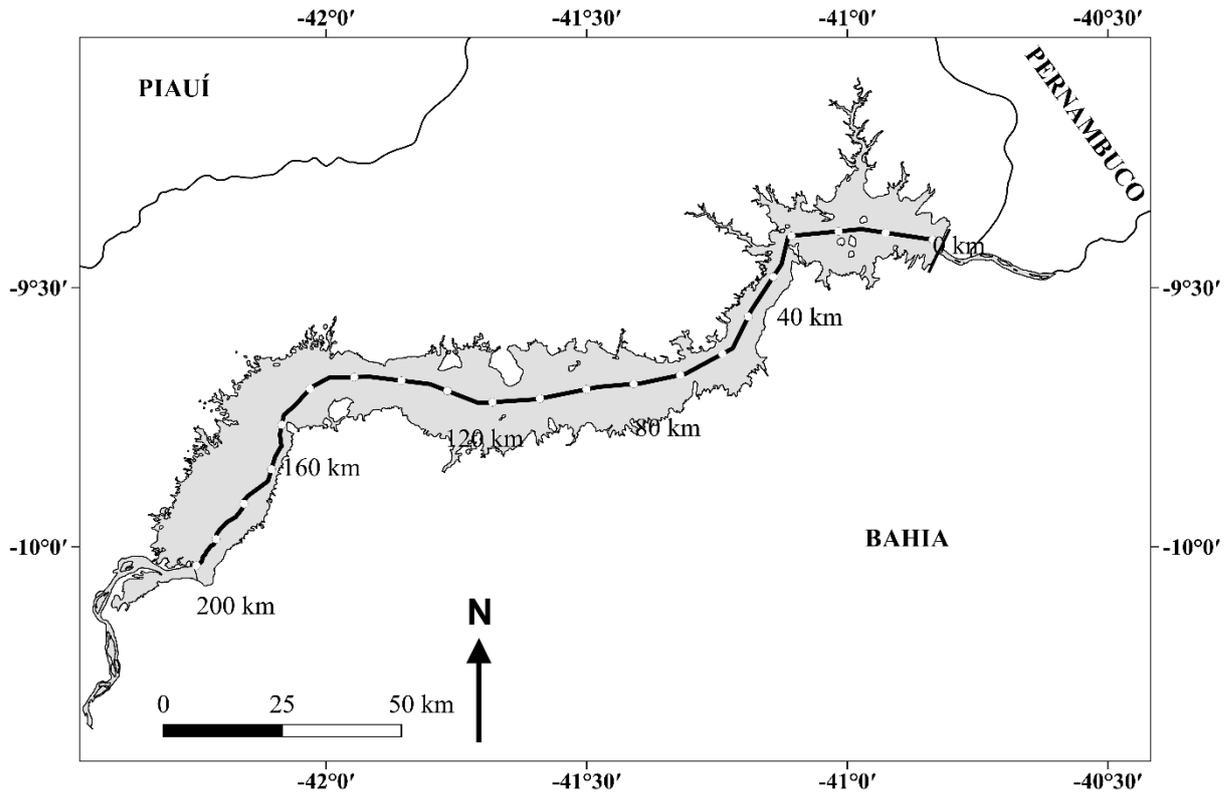
Após a obtenção das cenas, estas seguiram para a metodologia de processamento digital. Primeiro, as imagens passaram pelo processo de formação do mosaico, que visou unir as três órbitas-ponto em uma só imagem para cada banda espectral. Na sequência foi criada e aplicada uma máscara para selecionar somente a porção de água e houve a demarcação dos pontos de coleta *in situ*, utilizando as coordenadas de cada ponto de amostragem limnológica. Em seguida, foi realizada a extração dos valores de nível de cinza (NC). Assim como sugerido por Vilela (2010), um número extra de pixels vizinhos a cada ponto de coleta foi utilizado para reduzir o erro de interpretação do resultado. Dessa forma, grades 5 x 5 pixels foram criadas e centradas no pixel de cada ponto de coleta. Na sequência, foram coletados os NC de três pontos aleatórios dentro de cada grade. A média simples entre os três NC de cada grade foi adotada como sendo o NC representativo de cada ponto. O processo foi repetido para as cenas das duas bandas espectrais utilizadas.

A extração dos NC permitiu a adoção do classificador supervisionado, com a alocação de mais 19 pontos amostrais para cada um dos pontos de coleta *in situ*, distribuindo os novos

pontos em regiões do reservatório onde o mesmo NC estava mais presente, simulando locais com os mesmos valores de clorofila *a*/turbidez. Isto permitiu a interpolação dos pontos amostrais utilizando a ferramenta “MNT → Geração de grade retangular” do *software* Spring. O interpolador utilizado foi “Média Ponderada/Quadrante” na potência 2 com o raio sendo definido automaticamente pelo *software*.

Para verificar como os valores das variáveis clorofila *a* e turbidez se alteraram ao longo das distintas zonas do reservatório, um perfil longitudinal foi extraído para cada um dos meses amostrados, utilizando a ferramenta “MNT → Perfil” do *software* Spring. Esta ferramenta permite a extração de valores em cada um dos pixels sob uma linha posicionada pelo usuário. Os perfis foram criados sobre os mapas resultantes da interpolação. Para evitar erros de interpretação associados ao posicionamento de apenas uma linha, foram criados três perfis, paralelos um ao outro, ao longo do eixo central do reservatório. Foi calculada a média simples entre os valores de clorofila *a* e turbidez dos três perfis, gerando um perfil final com estas médias. O trajeto do perfil final criado manteve-se similar para todos os meses (Figura 4). Após a extração, os valores das variáveis foram plotados em um gráfico juntamente com a distância em quilômetros do pixel em relação à barragem (acompanhando a linha do perfil). Para diminuir o ruído das curvas foi calculada a média móvel dos valores de clorofila *a* e turbidez do perfil final, utilizando uma largura de janela de 50 valores. Para verificar se houve associação entre os valores das variáveis e a distância da barragem, indicando um gradiente longitudinal (predição i), foi realizada uma análise de correlação de Spearman para cada perfil.

Após a interpolação das amostras e criação dos perfis, foi realizado o processo de fatiamento, que consiste em distribuir os valores da grade retangular, gerada na interpolação, dentro de classes de clorofila *a* e turbidez pré-estabelecidas. As classes utilizadas são apresentadas na Tabela 3.



**Figura 4.** Trajeto aproximado adotado para a criação do perfil longitudinal em todos os meses. O comprimento do perfil representando a distância em relação à barragem é demonstrada no mapa a cada 40 quilômetros (EPSG: 4674).

**Tabela 3.** Classes das variáveis limnológicas utilizadas no processo de fatiamento.

Classe	Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Turbidez (NTU)
1	0,0 – 1,5	0,0 – 3,0
2	1,5 – 3,0	3,0 – 6,0
3	3,0 – 4,5	6,0 – 9,0
4	4,5 – 6,0	9,0 – 12,0
5	6,0 – 7,5	12,0 – 15,0
6	7,5 – 9,0	15,0 – 30,0
7	> 9,0	30,0 – 45,0
8	-	> 45,0

A relação da resolução radiométrica das cenas com as informações *in situ* pós-interpolação, bem como o agrupamento temático realizado no fatiamento, permitiram que as duas bandas espectrais do satélite Landsat-5 fossem utilizadas para a elaboração de mapas temáticos de concentração de clorofila *a* e turbidez.

Para a extração dos valores de clorofila *a* e turbidez dos pontos de coleta da ictiofauna foi realizado um procedimento similar ao de extração de NC, ou seja, selecionando três pontos aleatórios em grades 5 x 5 pixels sobre as grades retangulares produto da interpolação. O valor adotado como representativo foi obtido através da média simples dos três valores amostrados, para cada uma das variáveis limnológicas. Para verificar se houve associação das capturas em relação a posição longitudinal do ponto de coleta (predição ii), independentemente das concentrações de clorofila *a* e turbidez em cada ponto, foram realizadas análises de correlação de Spearman entre a abundância total e a distância de cada ponto, em linha reta, em relação à barragem, tanto utilizando todos os pontos simultaneamente quanto também agrupando-os em função do regime pluviométrico de cada mês (estação seca e chuvosa).

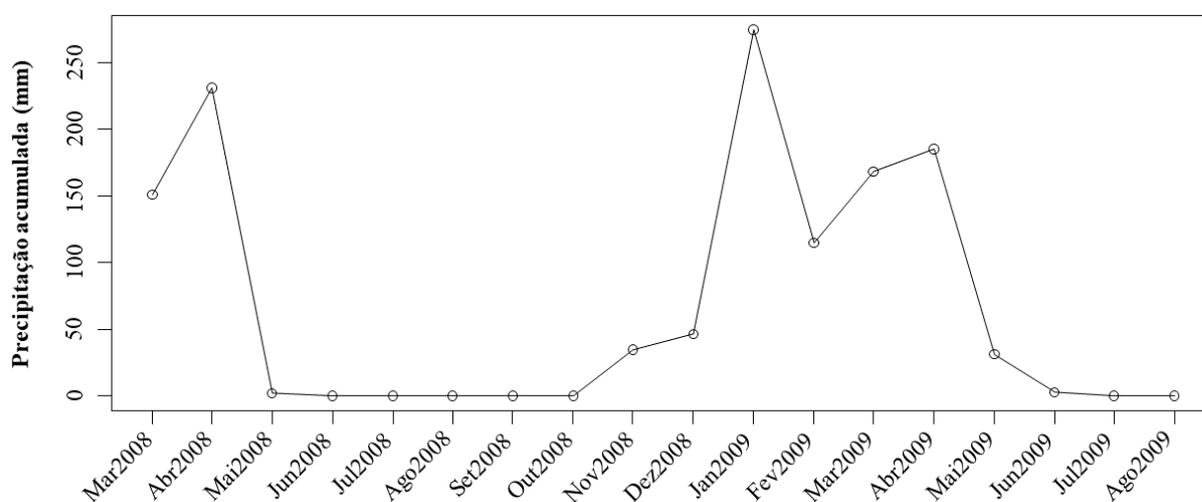
Para verificar a possível associação entre a ictiofauna e as variáveis selecionadas (predição iii) foram realizadas análises de correlação de Spearman entre abundância total e abundância por guilda trófica e os valores de clorofila *a* e turbidez de cada ponto de coleta de ictiofauna. Estas análises também foram realizadas separadamente para os pontos de cada zona do reservatório (fluvial, transição e lacustre), bem como agrupando os pontos de coleta em estação seca e chuvosa.

Os procedimentos de processamento digital foram realizados utilizando o *software* Spring na versão 5.5.5 (Câmara et al., 1996). A construção dos mapas temáticos foi feita no *software* QGIS na versão 3.4.6 (QGIS Development Team, 2019). As análises de correlação e os gráficos foram feitos utilizando o *software* R na versão 3.5 (R Core Team, 2019).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Precipitação

Os dados de precipitação mensal acumulada, para os meses de estudo, demonstraram uma dinâmica sazonal da pluviosidade na região do reservatório de Sobradinho, sendo notáveis o acúmulo de chuvas entre dezembro e maio e também a demarcada seca entre junho e novembro (Figura 5).

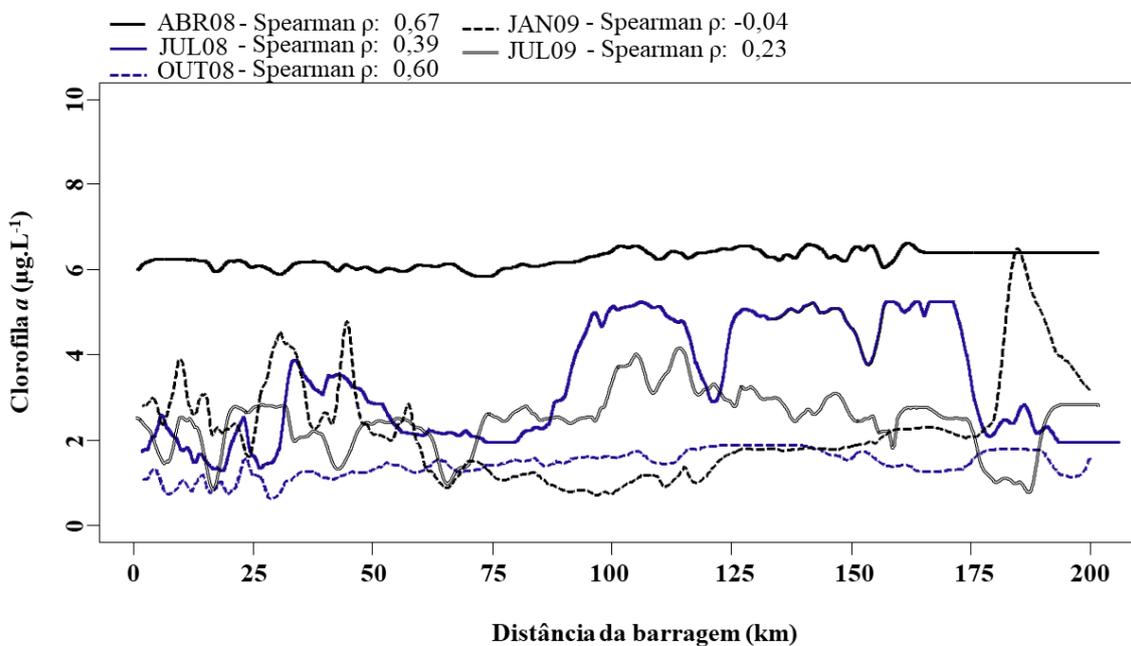


**Figura 5.** Precipitação mensal acumulada (mm) entre março de 2008 e agosto de 2009 medida na estação climatológica de Remanso (BA).

#### 3.2 Perfis longitudinais

A clorofila *a* variou acentuadamente ao longo do reservatório de Sobradinho para os diferentes meses estudados (Figura 6). Percebe-se que a concentração foi diferente, de acordo com o mês e também de acordo com a localização geográfica, com a amplitude da concentração variando entre aproximados 1,0 e 6,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . O mês com os valores mais altos foi ABR08, que foi um mês de altos valores de precipitação, quando a concentração de clorofila *a* ficou em torno de 6,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , para toda extensão do reservatório. Este mesmo período também apresentou as concentrações mais homogêneas ao longo do perfil, com variações menores que 1,0  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Apesar disto, ABR08 apresentou o mais alto coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho = 0,67$ ;

$P < 0,01$ ), o que indica que há um incremento da clorofila  $a$  com o aumento da distância em relação a barragem, ou seja, apesar de variar em menor escala, há mais clorofila  $a$  na zona fluvial e menos na zona lacustre, neste mês. Este padrão fluvial > lacustre também pôde ser observado com forte correlação para o mês de OUT08 ( $\rho = 0,60$ ;  $P < 0,01$ ). Os menores coeficientes de correlação, porém significativos ( $-0,04 < \rho < 0,39$ ;  $P < 0,01$ ) foram encontrados nos meses de JUL08, JAN09 e JUL09, e podem ser explicados por concentrações similares de clorofila  $a$  em ambas as extremidades do perfil. Este fato anula o efeito da posição geográfica nas análises, apesar de ser notável o aumento progressivo da concentração de clorofila  $a$  conforme aumenta-se a distância em relação à barragem (Figura 6).

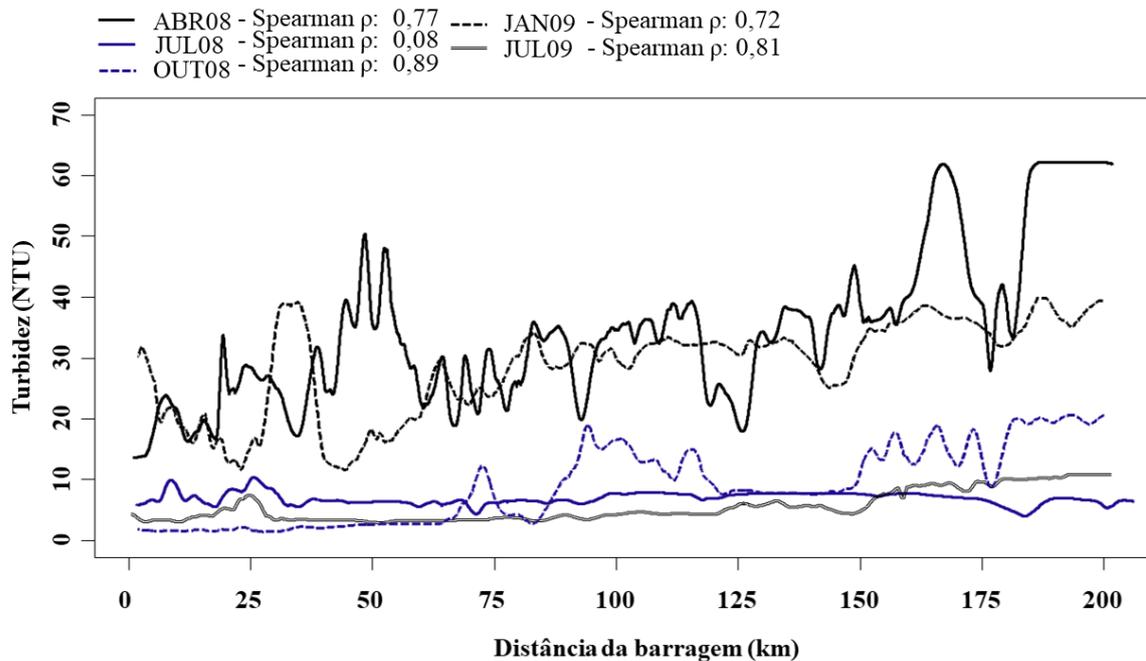


**Figura 6.** Perfis longitudinais de clorofila  $a$  para os cinco períodos de estudo. Os coeficientes das análises de correlação de Spearman entre os valores de clorofila  $a$  e a distância em relação a barragem para cada mês são apresentados na legenda. Todas as correlações foram estatisticamente significativas ( $P < 0,01$ ). A correlação negativa, em janeiro de 2009, pode ser decorrente de concentrações similares de clorofila  $a$  em ambas as extremidades do perfil, o que anula o efeito da posição geográfica nas análises.

Os perfis longitudinais de turbidez (Figura 7), por sua vez, se dividem claramente em dois grupos: os meses chuvosos e os meses secos. Para os meses chuvosos, ABR08 e JAN09, percebe-se os maiores valores de turbidez em todas as regiões do perfil, com grandes oscilações

ao longo da curva. Os coeficientes de correlação de Spearman, para estes dois meses foram altos ( $\rho = 0,72$  para JAN09 e  $\rho = 0,77$  para ABR08; ambos com  $P < 0,01$ ), evidenciando a distribuição diferencial da turbidez em relação ao distanciamento da barragem.

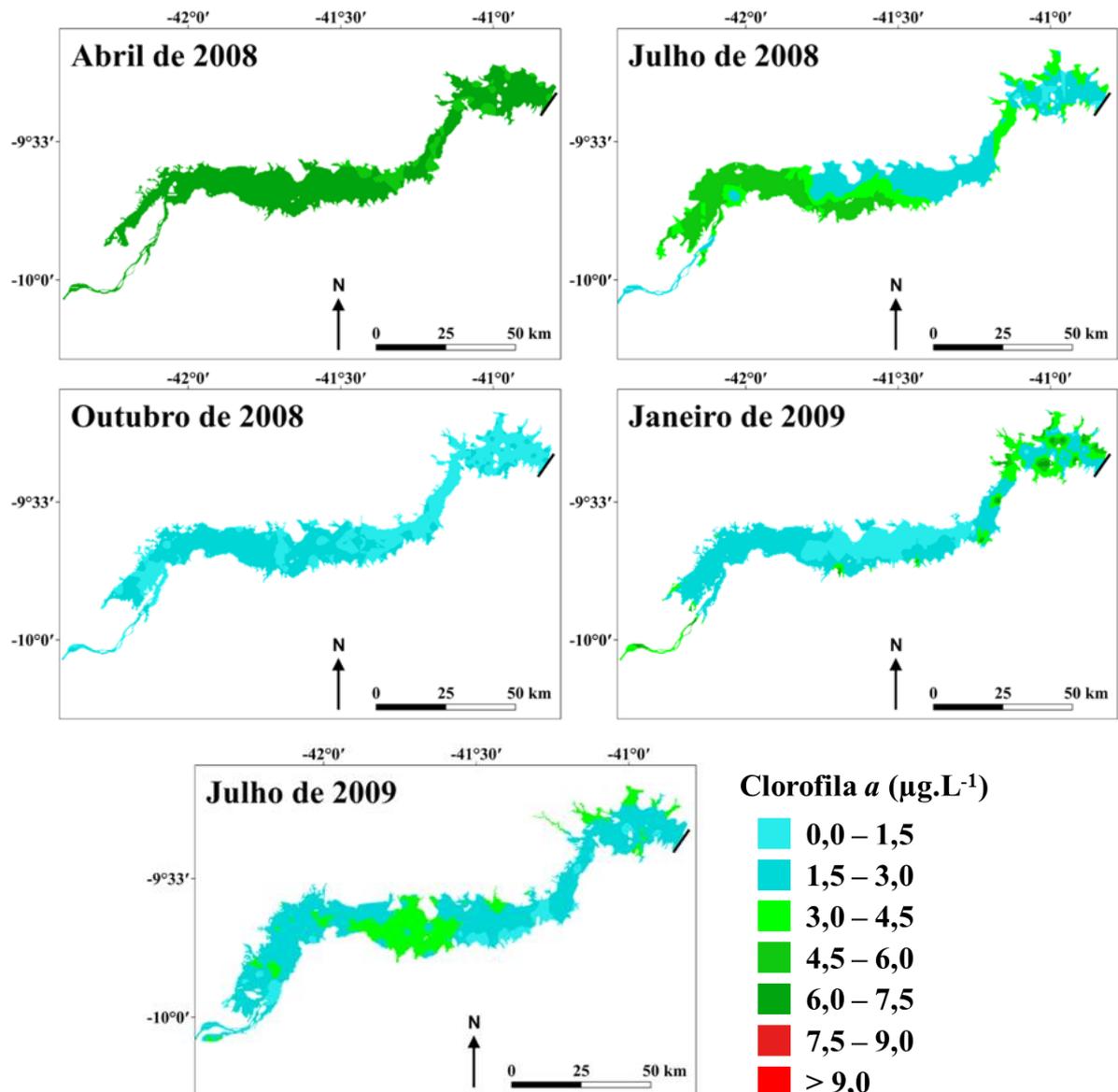
Dentre os meses secos, OUT08 foi claramente aquele com a zonação mais bem definida (Figura 7). Os menores valores de turbidez, neste mês, foram encontrados antes dos 80 km da barragem. A partir deste ponto há um aumento progressivo da turbidez, que se mantém até o final do perfil (em direção a montante). Esta distribuição espacial bem definida é expressada pelo alto coeficiente de correlação de Spearman para OUT08 ( $\rho = 0,89$ ;  $P < 0,01$ ). O mês de JUL09 também apresentou alto coeficiente de correlação ( $\rho = 0,81$ ;  $P < 0,01$ ), contudo sua curva foi mais homogênea, evidenciando uma menor amplitude dos valores de turbidez.



**Figura 7.** Perfis longitudinais de turbidez para os cinco períodos de estudo. Os coeficientes das análises de correlação de Spearman entre os valores de turbidez e a distância em relação a barragem para cada mês são apresentados na legenda. Todas as correlações foram estatisticamente significativas ( $P < 0,01$ ). A correlação próxima a zero, em julho de 2008, pode ser decorrente de concentrações similares de turbidez em ambas as extremidades do perfil, o que anula o efeito da posição geográfica nas análises.

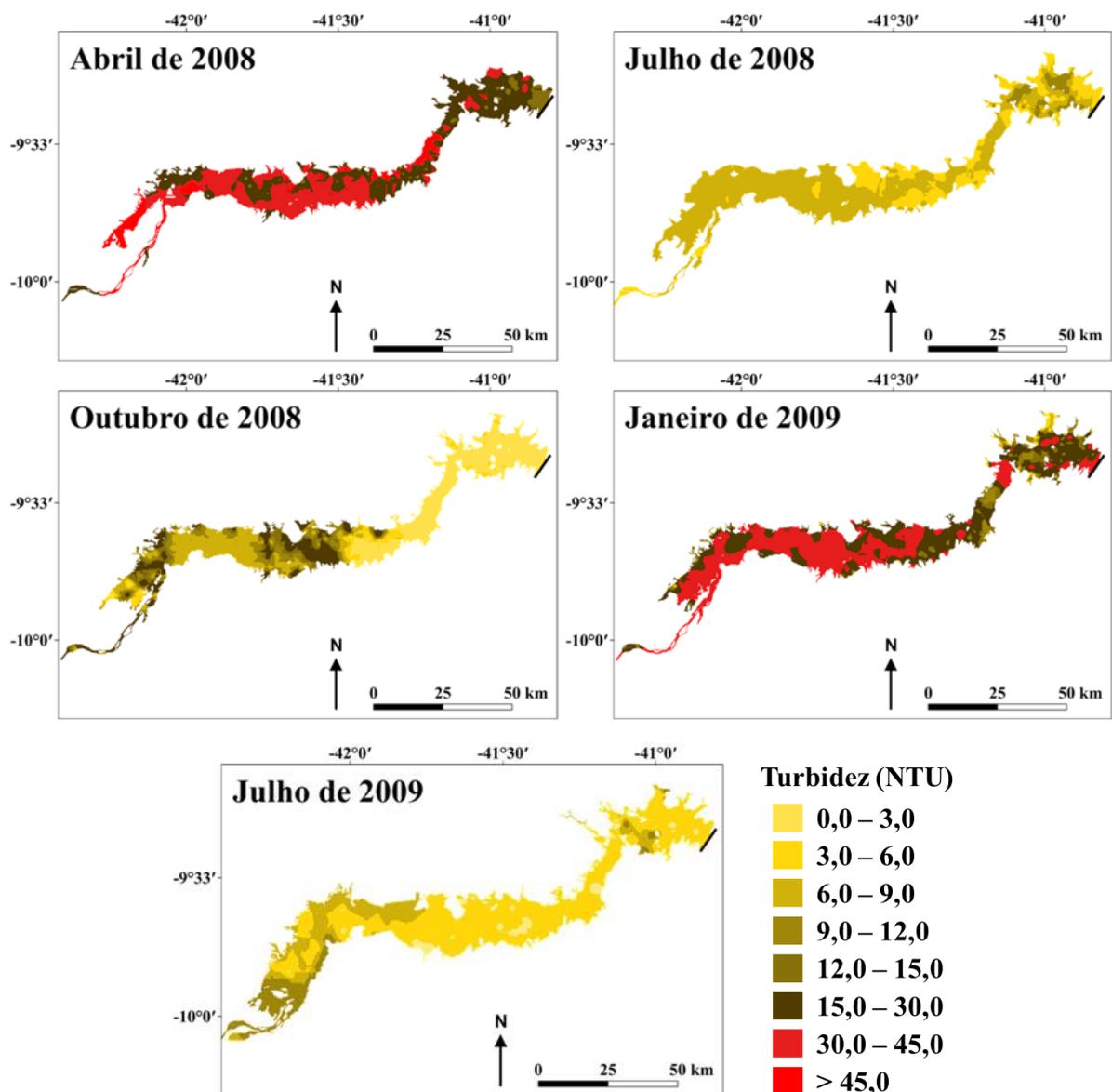
### 3.3 Mapas temáticos

Foram gerados cinco mapas temáticos para cada uma das variáveis selecionadas. Para as concentrações de clorofila *a* (Figura 8), foi verificada uma variação ao longo do ano, com os maiores e mais homogêneos valores registrados no mês de cheia (ABR08) e os menores no mês de seca (OUT08). Os meses de JUL08 e JUL09, por sua vez, apresentam grandes áreas de ocorrência de altas concentrações de clorofila *a* nas regiões próximas a entrada do rio São Francisco e corpo central do reservatório. JAN09, por sua vez, foi o mês com maior descarga d'água no reservatório, favorecendo *blooms* de algas e, conseqüentemente, manchas maiores de clorofila *a* próximo a barragem.



**Figura 8.** Mapas temáticos de clorofila *a* para os cinco meses de coleta. (EPSG: 4674).

Para a turbidez (Figura 9), também foi registrada intensa variação sazonal. Os valores de turbidez encontrados neste estudo foram bastante variáveis ao longo dos diferentes períodos do ano, com predominância de valores baixos de turbidez (média de 6,18 NTU nos períodos secos e de 23,55 NTU nos períodos chuvosos). Os maiores valores de turbidez, como esperado, ocorreram nos meses chuvosos (ABR08 e JAN09). Em todos os meses foi visível a delimitação espacial entre os diferentes valores de turbidez ao longo do eixo longitudinal do reservatório. Para todos os meses, exceto JUL09, o limite espacial ocorreu entre as longitudes  $-41^{\circ} 39'$  e  $-41^{\circ} 23'$ .



**Figura 9.** Mapas temáticos de turbidez para os cinco meses de coleta. (EPSG: 4674).

### 3.4 Ictiofauna – Abundância Total

A maior abundância de peixes, indexada pela captura por unidade de esforço (CPUE), ocorreu na zona fluvial, no mês de JUL09 (P20: CPUE = 4.142,23 indivíduos/1000m<sup>2</sup>), seguida da zona de transição, em ABR08 (P04 = 3.387,93 ind./1000m<sup>2</sup>), fluvial, em OUT08 (P12 = 2.827,59 ind./1000m<sup>2</sup>) e lacustre, em ABR08 (P05 = 2.625,00 ind./1000m<sup>2</sup>). As menores abundâncias, por sua vez, ocorreram na zona fluvial, em ABR08 (P02 = 193,96 ind./1000m<sup>2</sup> e P01 = 383,62 ind./1000m<sup>2</sup>) e lacustre de JUL08 (P10 = 288,79 ind./1000m<sup>2</sup>). As abundâncias discriminadas por ponto de coleta e também pelas categorias de zonação e pluviometria estão demonstradas no Apêndice A.

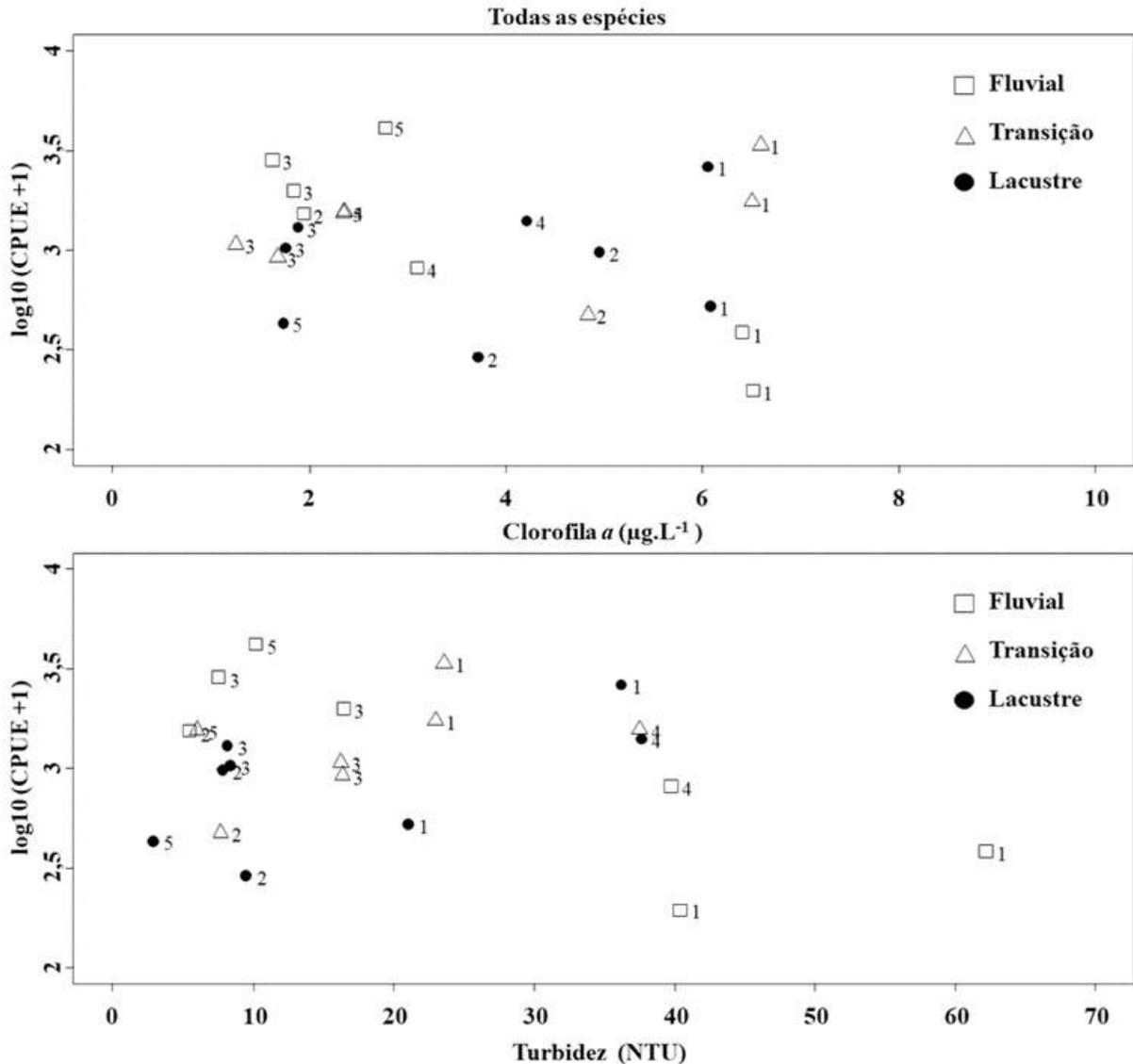
O resultado da análise de correlação de Spearman, entre a abundância total e a distância dos pontos de coleta em relação à barragem, não alcançou significância estatística quando todos os vinte e dois pontos foram utilizados em conjunto. Dividindo os pontos de coleta entre meses secos e chuvosos houve correlação positiva entre a distância e a abundância total nos meses secos ( $\rho = 0,74$  e  $P = 0,005$ ).

As análises de correlação de Spearman entre a abundância total e as variáveis turbidez e clorofila *a*, utilizando todos os pontos de coleta simultaneamente, não foram significativas. Desta forma foram realizadas as análises utilizando os grupos referentes as zonas do reservatório e também às estações seca e chuvosa. Os coeficientes de correlação de Spearman para as análises utilizando a abundância total são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4.** Coeficientes das análises de correlação de Spearman utilizando abundância total e os valores de clorofila *a* e turbidez nos pontos de coleta. As análises foram realizadas utilizando todos os pontos simultaneamente e também agrupando-os por zona em meses secos e chuvosos. Valores estatisticamente significativos em negrito.

Coeficientes de correlação ( $\rho$ )		
Abundância total	Clorofila <i>a</i>	Turbidez
Todos os pontos	-0,11	-0,07
Zona fluvial	<b>-0,79</b>	-0,71
Zona transição	0,61	0,64
Zona lacustre	0,26	0,50
Meses chuvosos	0,02	-0,58
Meses secos	-0,17	0,09

As maiores abundâncias, na zona fluvial, ocorreram nos meses secos (JUL08, OUT08 e JUL09), enquanto a turbidez, nessa região, se encontrava abaixo de 20 NTU (Figura 10). Nos meses chuvosos, por sua vez, a turbidez alcançou valores acima de 40 NTU e a zona fluvial apresentou baixa abundância. Corroborando estes resultados a correlação de Spearman para a zona fluvial resultou em coeficientes de correlação negativos ( $\rho = -0,79$ ;  $P = 0,04$  para clorofila *a* e  $\rho = -0,71$ ;  $P = 0,08$  para turbidez) e, apesar de somente a análise utilizando clorofila *a* ter alcançado significância estatística, a magnitude dos coeficientes indica a forte relação negativa entre a abundância e as variáveis analisadas.



**Figura 10.** Distribuição dos dados de abundância total em relação as variáveis limnológicas. Os símbolos representam o regime hidrológico e os números representam os períodos de coleta: 1 = ABR08; 2 = JUL08; 3 = OUT08; 4 = JAN09 e 5 = JUL09.

Para os pontos localizados nas zonas de transição e lacustre, os maiores valores da abundância foram registrados nos meses de ABR08 e JAN09 (meses chuvosos), quando os valores de turbidez foram maiores para estas zonas. Entretanto, nos meses secos, as zonas de transição e lacustre apresentaram abundâncias menores em relação aos outros períodos de estudo. As análises de correlação, para as zonas de transição e lacustre, indicam uma tendência no sentido de uma relação positiva da abundância com o incremento da clorofila  $a$  e turbidez. Esta tendência pode ser observada nos coeficientes de correlação positivos da zona de transição ( $\rho = 0,61$ ;  $P = 0,17$  para clorofila  $a$  e  $\rho = 0,64$ ;  $P = 0,14$  para turbidez) e zona lacustre ( $\rho = 0,26$ ;

$P = 0,54$  para clorofila  $a$  e  $\rho = 0,50$ ;  $P = 0,21$  para turbidez). O baixo número de pontos amostrais pode ter contribuído para a não-significância estatística das correlações.

As análises de correlação de Spearman que utilizaram agrupamento dos pontos de coleta em meses chuvosos (ABR08 e JAN09) e meses secos (JUL08, OUT08 e JUL09), sem discriminar as zonas do reservatório, não apresentaram significância estatística ( $P > 0,05$ ).

### 3.5 Ictiofauna – Abundância das guildas tróficas

Os coeficientes de correlação de Spearman para as análises utilizando a abundância das guildas tróficas são apresentados nas Tabelas 5 e 6.

**Tabela 5.** Coeficientes das análises de correlação de Spearman utilizando abundância das guildas tróficas e os valores de clorofila  $a$  nos pontos de coleta. As análises foram realizadas utilizando todos os pontos simultaneamente e também agrupando-os por zona e em meses secos e chuvosos. Valores estatisticamente significativos em negrito.

Clorofila $a$	Coeficientes de correlação ( $\rho$ )				
	Detritív.	Herbív.	Invertív.	Onív.	Piscív.
Todos os pontos	0,135	0,102	-0,154	-0,402	-0,138
Zona fluvial	-0,179	-0,25	-0,75	<b>-0,893</b>	-0,714
Zona transição	0,252	0,36	0,577	0,164	0,429
Zona lacustre	0,333	0,3	0,036	-0,291	0,476
Meses chuvosos	-0,033	0,069	0,017	-0,043	-0,05
Meses secos	0,404	-0,259	-0,259	-0,522	-0,071

**Tabela 6.** Coeficientes das análises de correlação de Spearman utilizando abundância das guildas tróficas e os valores de turbidez nos pontos de coleta. As análises foram realizadas utilizando todos os pontos simultaneamente e também agrupando-os por zona e em meses secos e chuvosos. Valores estatisticamente significativos em negrito.

Coeficientes de correlação ( $\rho$ )					
Turbidez	Detritív.	Herbív.	Invertív.	Onív.	Piscív.
Todos os pontos	-0,074	0,403	-0,099	-0,257	-0,068
Zona fluvial	0,429	0	<b>-0,821</b>	-0,75	-0,679
Zona transição	-0,378	0,613	0,685	0,164	0,179
Zona lacustre	0,19	0,526	0,299	-0,279	<b>0,762</b>
Meses chuvosos	0,385	-0,276	-0,583	-0,587	-0,55
Meses secos	-0,162	0,432	0,074	0	0,308

A guilda dos herbívoros não foi registrada na zona lacustre durante as coletas de JUL08 e JUL09, início do período de seca, quando clorofila *a* e turbidez apresentaram baixos valores nesta zona (Apêndices B e C). Ademais, os herbívoros tiveram captura expressiva na zona lacustre apenas no mês pós cheia de ABR08 (P05: CPUE = 77,58 ind./1000m<sup>2</sup>, turbidez = 36,19 NTU). Estes dois fatos influenciaram o coeficiente de correlação de Spearman no sentido de indicar uma tendência de relação da guilda com uma maior turbidez na região lacustre ( $\rho = 0,53$ ), contudo a análise não apresentou significância estatística ( $P = 0,18$ ).

Os peixes invertívoros compuseram a guilda que apresentou as maiores abundâncias em todos os períodos. Nos meses de cheia, as capturas tenderam a se concentrar nas zonas de transição e lacustre, enquanto que a zona fluvial apresentava altos valores de turbidez e baixa abundância. Este resultado é expresso pelo coeficiente de correlação negativo desta guilda na análise com a turbidez da zona fluvial ( $\rho = -0,82$  e  $P = 0,03$ ).

A abundância da guilda dos piscívoros manteve-se constante ao longo dos diferentes períodos de estudo e variações de clorofila *a* e turbidez. É importante a observação de que a guilda dos piscívoros apresenta forte correlação positiva com a turbidez na zona lacustre ( $\rho = 0,76$  e  $P = 0,04$ ) e uma tendência de forte correlação negativa com a mesma na zona fluvial ( $\rho = -0,68$  e  $P = 0,11$ ), expressada também pelo coeficiente negativo nos meses chuvosos ( $\rho = -0,55$  e  $P = 0,13$ ).

#### 4 DISCUSSÃO

O reservatório de Sobradinho apresentou, durante todo o período analisado, um padrão de zonação similar aquele típico de grandes reservatórios. As áreas mais à montante (zona fluvial) apresentaram maior produtividade quando comparadas com as regiões adjacentes à barragem. Um ponto importante a ser ressaltado é que, apesar do padrão de zonação ter sido encontrado, o mesmo não apresenta estabilidade temporal. Os limites espaciais das zonas foram variáveis em função, principalmente, das características hidrológicas e pluviométricas de cada período analisado. Esta é uma importante contribuição científica ao estudo de reservatórios, pois reafirma a não estabilidade espaço temporal da zonação nestes ecossistemas (Kennedy & Walker, 1990). Ademais, a zonação da produtividade, indexada pelas concentrações de clorofila *a* e turbidez, no reservatório de Sobradinho, apresentou forte associação com a distribuição das capturas de peixes, especialmente para as guildas tróficas no reservatório. A abundância de peixes respondeu de maneira distinta à concentração das variáveis preditoras em cada uma das zonas do reservatório. Ao que tudo indica, foi favorecida a captura de indivíduos nas regiões com melhores condições, refletidas por maior produtividade e menor estresse hidrológico, o que evidencia o papel sinérgico das variáveis preditoras analisadas.

Os níveis de produção primária em corpos aquáticos são considerados ótimos indicadores da abundância de peixes, tanto em ambientes marinhos (Chassot et al., 2010; Friedland et al., 2012), como em lagos (Downing & Plante, 2011) e também reservatórios (Gomes et al., 2002; Agostinho et al., 2007). Esta produção, que pode ser indexada, em parte, pela concentração de clorofila *a*, é dependente de fatores climáticos, hidrológicos e morfológicos dos reservatórios e está correlacionada a diversas outras variáveis como concentração de fósforo, tempo de residência da água, concentração de nitrogênio e turbidez (Gomes & Miranda, 2001).

Neste estudo, as concentrações de clorofila *a* não atuaram sozinhas na determinação da abundância de peixes, indicando a participação simultânea de outros fatores atuando sobre o estabelecimento das populações. Quando os resultados utilizando as variáveis clorofila *a* e turbidez são interpretados em conjunto, é possível notar que a turbidez aparece como um fator limitante para as capturas. Nos períodos de cheia, há aumento do aporte de nutrientes e, conseqüentemente, da produção algal nas zonas de transição e lacustre, favorecendo uma maior disponibilidade de recursos e permitindo a manutenção de populações estáveis de mais espécies de peixes (Terra et al., 2010). Entretanto, nesses mesmos períodos, o excesso de turbidez na

zona fluvial (evidenciando também a magnitude do fluxo d'água) levou a um decréscimo acentuado nas abundâncias, apesar das maiores concentrações de clorofila *a* (notar a correlação negativa entre abundância total e clorofila *a*/turbidez na zona fluvial). Estes dois extremos denotam um papel de renovação e fertilização da água da zona lacustre para o regime fluviométrico do rio São Francisco (Gunkel et al., 2003; Terra et al., 2010; Medeiros et al., 2014), mas também indicam o potencial estressor das características hidrológicas extremas na zona fluvial (Henley et al., 2000).

A turbidez atua como importante componente na estruturação da assembleia de peixes, agindo diretamente no potencial de identificação da presa por parte do predador, tornando ambientes turbidos extremamente favoráveis a alguns grupos e altamente estressantes para outros (Whittier & Hughes, 1998; Utne-Palm, 2010). Ainda, a interpretação espacial dos efeitos da turbidez é importante, pois a ictiofauna responde de maneira distinta em cada zona do reservatório. Neste estudo, foi demonstrado que a guilda dos peixes piscívoros, por exemplo, foi prejudicada pelo excesso de turbidez na zona fluvial e favorecida por esta variável na zona lacustre. No zona fluvial, a turbidez pôde ter atuado diretamente, diminuindo o sucesso de captura de presas, visto que as espécies dessa guilda, em sua maioria, dependem da visão para a captura de alimento (Guthrie, 1986; Ranaker et al., 2012). Entretanto, na zona lacustre um maior fluxo d'água acarretou na fertilização da água, o que por sua vez pode ter aumentado a disponibilidade de presas para os piscívoros, ao que tudo indica, em um processo *bottom-up* (Thomaz et al., 2007; Pinto et al., 2011; Medeiros et al., 2014).

Além do possível efeito estressor das condições hidrológicas extremas sobre os peixes, a diminuição das capturas, na zona fluvial, durante os períodos de cheia, pode estar relacionada com o pulso de inundação da região. As zonas fluvial e de transição do reservatório de Sobradinho apresentam um menor declive das margens e menor profundidade do talvegue, sofrendo inundação de suas regiões marginais durante as cheias (Medeiros et al., 2014; Santos et al., 2018). Apesar destes eventos aumentarem consideravelmente a disponibilidade de recursos para os organismos (Gomes & Miranda, 2001; Thomaz et al., 2007; Pinto et al., 2011; Santos et al., 2018), os mesmos levam a diminuição da dissimilaridade entre os ambientes, em um processo denominado “efeito de homogeneização” (Thomaz et al., 2007), favorecendo uma maior dispersão dos peixes pelo aumento da área alagada (Gomes & Miranda, 2001). Um bom exemplo disto pode ser encontrado em uma análise das guildas dos invertívoros e onívoros, que também apresentaram relação contrária de suas abundâncias com maiores valores de turbidez na zona fluvial. Estas guildas são caracterizadas pelo alto consumo de itens alimentares de

origem alóctone, como insetos terrestres e sementes, utilizando os novos ambientes alagados pelas cheias como local de forrageio e refúgio (Pinto et al., 2011; Quirino et al., 2018). Isso, aliado às condições desfavoráveis de alta turbidez e turbulência da água, pode ter levado à diminuição das capturas no leito original do rio.

Apesar dos baixos valores de abundância durante as cheias, analisando todo o período de estudo, é possível notar que as maiores abundâncias foram encontradas na zona fluvial. Diversos trabalhos descrevem este padrão de distribuição da ictiofauna em reservatórios tropicais (Agostinho et al., 2004, 2007, 2008, 2016; Santos et al., 2010; Terra et al., 2010; Affonso et al., 2016). Esta diferença fica evidente analisando o alto coeficiente de correlação ( $\rho = 0,74$ ) encontrado entre a abundância total e a distância dos pontos em relação à barragem no períodos de seca. Nestes períodos, as distintas zonas do reservatório apresentam as maiores dissimilaridades entre suas características ambientais (Thomaz et al., 2007; Terra et al., 2010). Concomitantemente, as regiões fluvial e de transição do reservatório de Sobradinho, apresentam algumas características que favorecem a manutenção da ictiofauna. Dentre essas características podem ser destacadas uma maior região litorânea, o que favorece a heterogeneidade de *habitat*, possibilitando a ocorrência de grandes bancos de macrófitas (Medeiros et al., 2014), além da ocorrência de diversas lagoas marginais que sazonalmente se conectam ao corpo d'água principal (Luz et al., 2009). Tanto os bancos de macrófitas quanto as lagoas marginais são importantes áreas para a ictiofauna, servindo como berçário, refúgio e local de alimentação (Agostinho & Zalewski, 1995; Agostinho et al., 2004, 2008; Benedito-Cecílio et al., 2004; Pompeu & Godinho, 2006; Gaiser et al., 2011), além de servir como local de crescimento e recuperação de adultos (Agostinho et al., 1993; Cunico et al., 2008).

Não menos importante, a aplicação das ferramentas de processamento digital de imagens de sensoriamento remoto se mostrou viável e eficaz na obtenção de dados biológicos para a região de estudo. Ademais, há crescente necessidade de aumento na praticidade e agilidade do monitoramento da variabilidade espacial e temporal de corpos aquáticos continentais (Hadjamitsis et al., 2006). Este fato é ainda mais relevante quando o ambiente de estudo se estende por grandes áreas geográficas, como é o caso de grandes reservatórios. Isto se dá pois estes ambientes demandam altos investimentos logísticos e financeiros para seu monitoramento (Hadjamitsis et al., 2006; Vilela, 2010; Lee et al., 2011) e, muitas vezes, a limitação destes investimentos restringe as amostragens a pontos discretos dentro do corpo d'água (Curran et al., 1987). Para isso, as ferramentas Landsat fornecem meios de reduzir os custos e o trabalho necessários durante amostragens de parâmetros de qualidade da água

(Kloiber et al., 2002). Nestes casos, a visão sinóptica fornecida por imagens de sensores orbitais é uma característica ímpar que pode ser utilizada, juntamente com os pontos de coleta, para explorar as variabilidades espacial e temporal do reservatório como um todo (Vilela, 2010; Hellweger et al., 2004; Watanabe et al., 2018).

A identificação de zonas de alta abundância de peixes, baseada em parâmetros obtidos por esse tipo de abordagem, pode ser considerado um método que tem grande potencial na determinação de *hotspots* para a pesca e conservação, principalmente quando trata-se de um ecossistema de tamanha importância econômica e social, como o reservatório de Sobradinho (Braga et al., 2012). Este tipo de informação pode ser utilizada na elaboração de políticas públicas e ações diretas visando a melhoria das condições das comunidades locais, que apresentam alguns dos menores índices de desenvolvimento humano da bacia hidrográfica do rio São Francisco (Godinho & Godinho, 2003; Rossoni et al., 2013).

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reservatório de Sobradinho apresenta demarcada zonação longitudinal e esta é diretamente dependente do regime hidrológico do rio São Francisco. A ictiofauna responde de maneira distinta ao aumento da concentração das variáveis preditoras em cada uma das zonas do reservatório. A presença de características favoráveis na zona fluvial, como inundação sazonal e maior heterogeneidade ambiental, podem ter contribuído para a manutenção dos maiores valores de abundância nesta região durante a maior parte do período de estudo. Contudo, durante as cheias, esse padrão é invertido e a abundância de peixes é reduzida na zona fluvial e aumentada nas zonas de transição e lacustre. Isto pode estar relacionado ao *stress* ambiental causado por altos valores de turbidez na zona fluvial, bem como à dispersão dos organismos em função da elevação do nível d'água. Nesses períodos, o aumento sazonal da produtividade nas zonas de transição e lacustre favorece maior abundância de peixes nessas regiões, atribuindo um papel de renovação e fertilização da água dessas zonas para a hidrodinâmica do rio São Francisco.

Apesar dos resultados positivos obtidos neste trabalho, a aplicação dos métodos geoespaciais levantou questões sobre algumas limitações que devem ser mencionadas. A elevada nebulosidade na região do reservatório de Sobradinho, principalmente durante os períodos de cheia, torna muitas cenas do satélite Landsat-5 não adequadas para o tipo de

trabalho aqui proposto. Dessa forma, a diferença de datas entre as cenas passíveis de utilização, em alguns casos, pode ser maior e demandar um intervalo temporal mais amplo no filtro de seleção das imagens. Nesses casos, se faz necessária uma análise crítica de qual intervalo temporal é adequado na seleção de cenas, visando sempre manter a representatividade das condições presentes na data das coletas *in situ* (Vilela, 2010).

Outro ponto importante, que deve ser mencionado, é que este trabalho não avaliou a influência de um possível perfil transversal na distribuição da abundância de peixes. Esse perfil, que representa a distribuição dos organismos em função do afastamento das margens, é muito citado na literatura e pode evidenciar padrões que muitas vezes não são vistos analisando apenas o perfil longitudinal (Agostinho et al., 2007, 2008, 2016; Affonso et al., 2016). Ademais, a presença de grandes tributários no reservatório de Sobradinho possivelmente intensifica a ocorrência de um perfil transversal na distribuição da ictiofauna (Agostinho et al., 2008).

Não obstante, a utilização de ferramentas de sensoriamento remoto se mostrou um método eficaz e barato de obtenção de dados ecológicos, que podem ser aplicados de maneira inteligente no planejamento de políticas públicas voltadas ao fomento da pesca e da conservação em águas interiores. Para trabalhos futuros sugerimos que se aumente a quantidade e a abrangência espacial dos pontos de coleta *in situ*, tanto para as variáveis limnológicas quanto para a ictiofauna, englobando os diferentes períodos e zonas do reservatório. Isto demandaria mais investimentos em coletas em campo para o reservatório de Sobradinho, contudo, permitiria que mais variáveis pudessem ser testadas, além de aumentar a precisão dos modelos gerados.

## REFERÊNCIAS

- Affonso, I. P., L. C. Gomes, A. A. Agostinho, H. J. Message, J. D. Latini & E. García-Berthou, 2016. Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 26: 71–81.
- Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler, L. C. Gomes & E. K. Okada, 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* em distintas fases del ciclo de vida, em la planície de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revista de Hydrobiologia Tropical* 26: 79–90.
- Agostinho, A. A. & M. Zalewski, 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 303: 141–148.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes, 2004. Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4: 255–256.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.
- 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, 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.
- Alvim, M. C. C. & A. C. Peret, 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64: 195–202.
- Benedito-Cecílio, E., C. A. Lopes, G. I. Manetta, M. F. Gimenes, A. C. E. A. Faria, E. C. S. Dourado, R. P. Pinheiro & L. A. Martinelli, 2004. Trophic structure of the fish assemblage in the floodplain of the upper Paraná River: Stable isotopes. In: Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds.) *Structure and Functioning of the Paraná River and its Floodplain*: EDUEM, Maringá.

- Braga, B. P., J. G. C. Gondim-Filho, M. R. B. Sugai, S. V. Costa & V. Rodrigues, 2012. Impacts of Sobradinho Dam, Brazil. In: Tortajada, C., D. Altinbilek & A. K. Biswas (Eds.) *Impacts of Large Dams: A Global Assessment*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Câmara, G., R. C. M. Souza, U. M. Freitas & J. Garrido, 1996. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics* 20: 395–403.
- Chassot, E., S. Bonhommeau, N. K. Dulvy, F. Mélin, R. Watson, D. Gascuel & O. Le Pape, 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13: 495–505.
- Cheng, F., W. Li, L. Castello, B. R. Murphy & S. Xie, 2015. Potential effects of dam cascade on fish: lessons from the Yangtze River. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25: 569–585.
- Cunico, A. M., W. J. Graça, S. Veríssimo & L. M. Bini, 2002. Influência do nível hidrológico sobre a assembleia de peixes em lagoa isolada da planície de inundação do alto Rio Paraná. *Acta Scientiarum* 24: 383–389.
- Curran, P. J., J. D. Hansom, S. E. Plummer & M. I. Pedley, 1987. Multispectral remote sensing of nearshore suspended sediments: a pilot study. *International Journal of Remote Sensing* 8: 103–112.
- Curtarelli, M. P., E. H. Alcântara, C. A. S. Araújo, J. L. Stech & J. A. Lorenzetti, 2013. Assessment of temporal dynamics of evaporation in the Itumbiara reservoir, GO, using remote sensing data. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* 8: 272–289.
- Curtarelli, M. P., I. Ogashawara, E. H. Alcântara & J. L. Stech, 2015. Coupling remote sensing bio-optical and three-dimensional hydrodynamic modeling to study the phytoplankton dynamics in a tropical hydroelectric reservoir. *Remote Sensing of Environment* 157: 185–198.
- Downing, J. A. & C. Plante, 1993. Production of fish populations in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 110–120.
- Fernando, C. H. & J. Holčík, 1982. The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. *Hydrobiologia* 97: 127–140.
- Friedland, K. D., C. Stock, K. F. Drinkwater, J. S. Link, R. T. Leaf, B. V. Shank, J. M. Rose, C. H. Pilskaln & M. J. Fogarty, 2012. Pathways between primary production and fisheries yields of large marine ecosystems. *Plos One*: e28945.

- Gaiser, E. E., P. V. McCormick, S. E. Hagerthey & A. D. Gottlieb, 2011. Landscape Patterns of Periphyton in the Florida Everglades. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41: 92–100.
- Gao, H., C. Birkett & D. P. Lettenmaier, 2012. Global monitoring of large reservoir storage from satellite remote sensing. *Water Resources Research* 48: W09504.
- Godinho, A. L. & H. P. Godinho, 2003. Breve visão do São Francisco. In: Godinho, H. P. & A. L. Godinho (Org.) *Águas, peixes e pescadores de São Francisco das Minas Gerais*. PUC Minas, Belo Horizonte.
- Gomes, L. C. & L. E. Miranda, 2001. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the upper Paraná river basin. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 67–76.
- Gomes, L. C., L. E. Miranda & A. A. Agostinho, 2002. Fishery yield relative to chlorophyll *a* in reservoirs of the upper Paraná river, Brazil. *Fisheries Research* 55: 335–340.
- Gunkel, G., U. Lange, D. Walde & J. W. C. Rosa, 2003. The environmental and operational impacts of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8: 201–216.
- Guthrie, D. M., 1986. Role of vision in fish behaviour. In: Pitcher, T. J. (Ed.) *The behaviour of teleost fishes*. Springer, Boston.
- Hadjimitsis, D. G., M. G. Hadjimitsis, C. Clayton & B. A. Clarke, 2006. Determination of turbidity in Kourris dam in Cyprus utilizing Landsat TM remotely sensed data. *Water Resources Management* 20: 449–465.
- Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini, 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência* 23: 299–307.
- Hamilton, M. K., C. O. Davis, W. Rhea, S. H. Pilorz & K. L. Carder, 1993. Estimating chlorophyll content and bathymetry of lake Tahoe using AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment* 44: 217–230.
- Hellweger, F. L., P. Schlosser, U. Lall & J. K. Weissel, 2004. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 437–448.

- Henley, W. F., M. A. Patterson, R. J. Neves & A. D. Lemly, 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8: 125–139.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1999. Anuário estatístico do Brasil 59: 8–29.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, 2019. BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. [online]. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/> [Acesso: 20 agosto. 2019].
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019. Catálogo de Imagens. [online]. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> [Acesso: 20 agosto. 2019].
- Kennedy, R. H. & W. W. Walker, 1990. Reservoir nutrient dynamics. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, New York.
- Kloiber, S. M., P. L. Brezonik, L. G. Olmanson & M. E. Bauer, 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 82: 38–47.
- Le, C., Y. Li, Y. Zha, Q. Wang, H. Zhang & B. Yin, 2011. Remote sensing of phycocyanin pigment in highly turbid inland waters in Lake Taihu, China. *International Journal of Remote Sensing* 32: 8253–8269.
- Luz, S. C. S., A. C. A. El-Deir, E. J. França & W. Severi, 2009. Estrutura da assembleia de peixes de uma lagoa marginal desconectada do rio, no submédio Rio São Francisco, Pernambuco. *Biota Neotropica* 9: 117–129.
- Martins, V. S., A. Kaleita, C. C. F. Barbosa, A. C. Fassoni-Andrade, F. L. Lobo & E. M. L. M. Novo, 2019. Remote sensing of large reservoir in the drought years: Implications on surface water change and turbidity variability of Sobradinho reservoir (Northeast Brazil). *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 13: 275–288.
- Medeiros, T. N., A. A. F. Rocha, N. C. L. Santos & W. Severi, 2014. Influência do nível hidrológico sobre a dieta de *Leporinus reinhardtii* (Characiformes, Anostomidae) em um reservatório do semiárido brasileiro. *Iheringia, Série Zoologia* 104: 290–298.
- Mertes, L. A. K., 2002. Remote sensing of riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 799–816.

- Morais, I. S. & F. L. A. O'Sullivan, 2017. Biologia, habitat e cultivo do tambaqui *Colossoma macropomum* (CUVIER, 1816). *Scientia Amazonia* 6: 81–93.
- Nobile, A. B., A. M. Cunico, J. R. S. Vitule, J. Queiroz, A. P. Vidotto-Magnoni, D. A. Z. Garcia, M. L. Orsi, F. P. Lima, A. A. Acosta, R. J. Silva, F. D. Prado, F. Porto-Foresti, H. Brandão, F. Foresti, C. Oliveira & I. P. Ramos, 2019. Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. *Reviews in Aquaculture*: 1–23.
- Nusch, E. A., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie–BeiheftErgebnisse der Limnologie* 14: 14–36.
- Pinto, G. A., A. A. F. Rocha, N. C. L. Santos, T. N. Medeiros & W. Severi, 2011. Variação sazonal na dieta de *Triportheus guentheri* (GARMAN, 1890) (Actinopterygii: Characidae), no reservatório de Sobradinho, Rio São Francisco, BA. *Boletim do Instituto de Pesca* 37: 295–306.
- Pompeu, P. S. & H. P. Godinho, 2006. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 427–433.
- QGIS Development Team, 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Quirino, B. A., N. Carniatto, S. M. Thomaz & R. Fugi, 2018. Small fish diet in connected and isolated lakes in a Neotropical floodplain. *Ecology of Freshwater Fish* 28: 97–109.
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ranaker, L., M. Jönsson, P. A. Nilson & C. Brönmark, 2012. Effects of brown and turbid water on piscivore-prey fish interactions along a visibility gradient. *Freshwater Biology* 57: 1761–1768.
- Rossoni, F. F. P., H. A. V. Rossoni & S. C. R. B. Lima, 2013. Políticas públicas e conflito ambiental na bacia hidrográfica do rio São Francisco. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)* 3: 74–80.
- Santos, M. D. & M. C. Brasil-Sato, 2006. Parasitic Community of *Franciscodoras marmoratus* (REINHARDT, 1874) (Pisces: Siluriformes, Doradidae) from the upper São Francisco River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 66: 931–938.

- Santos, A. B. I., B. F. Terra & F. G. Araújo, 2010. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia* 27: 732–740.
- Santos, N. C. L., T. N. Medeiros, A. A. F. Rocha, R. M. Dias & W. Severi, 2018. Uso de recursos alimentares por *Plagioscion squamosissimus* - piscívoro não-nativo no reservatório de Sobradinho-BA, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 40: 397–408.
- Soares, E., 2013. Seca no Nordeste e a transposição do Rio São Francisco. *Geografias* 9: 75–86.
- Terra, B. F., A. B. I. Santos & F. G. Araújo, 2010. Fish assemblage in a tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir. *Neotropical Ichthyology* 8: 599–606.
- Thomas, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1–13.
- Thornton, K. W., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (Eds.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, New York.
- Utne-Palm, A. C., 2010. Visual feeding of fish in a turbid environment: Physical and behavioural aspects. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 35: 111–128.
- Vilela, M. A. M. A., 2010. Metodologia para monitoramento da qualidade da água de reservatórios utilizando sensoriamento remoto. Tese de mestrado (Pós-graduação em Engenharia Civil). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 105 p.
- Vörösmarty, C. J., M. Meybeck, B. Fekete, K. Sharma, P. Green & J. P. Syvitski, 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39: 169–190.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T. D. & S. M. Bartell (Eds.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Sciences, Ann Arbor.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers* 10: 159–168.

Watanabe, F. S. Y., E. H. Alcântara, M. P. Curtarelli, M. Kampel & J. L. Stech, 2018. Landsat-based remote sensing of the colored dissolved organic matter absorption coefficient in a tropical oligotrophic reservoir. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 9: 82–90.

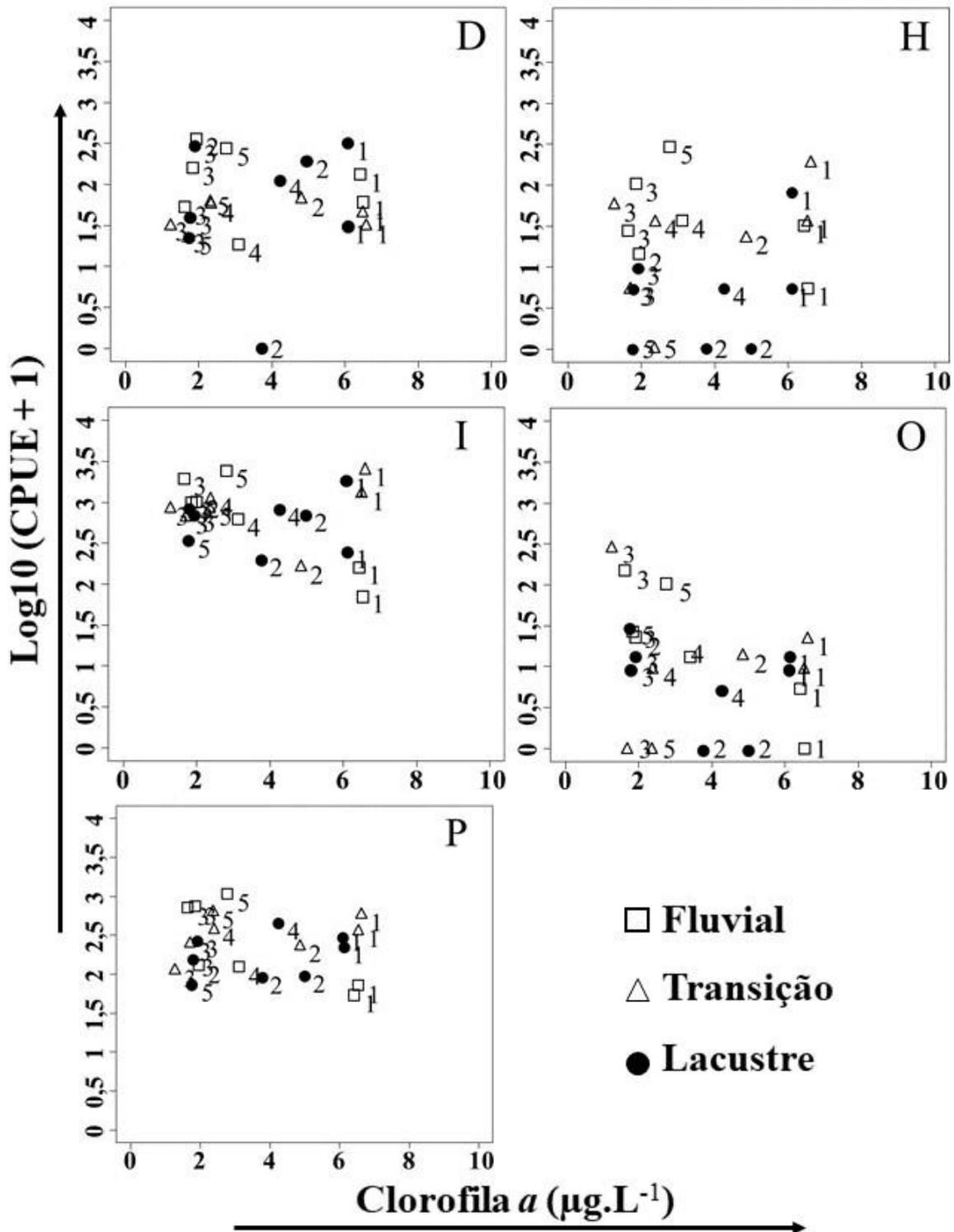
Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, New York.

Whittier, T. R. & R. M. Hughes, 1998. Evaluation of fish species tolerances to environmental stressors in lakes in the Northeastern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 236–252.

## APÊNDICE A - Tabela de dados da abundância relativa da ictiofauna

Espécie	Guilda	CPUE * 1000					
		Fluvial	Transição	Lacustre	Seca	Cheia	Total
<i>Acestrorhynchus britskii</i>	Piscívoro	807,33	810,61	328,02	1333,88	612,07	1945,95
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Piscívoro	1288,79	564,66	8,62	1698,28	163,79	1862,07
<i>Anchoviella vaillanti</i>	Invertívoro	12,93	43,10	202,59	245,69	12,93	258,62
<i>Astyanax fasciatus</i>	Invertívoro	431,03	357,76	482,76	525,86	745,69	1271,55
<i>Astyanax lacustris</i>	Invertívoro	56,03	991,38	310,34	818,97	538,79	1357,76
<i>Astyanax spp.</i>	Onívoro	0,00	0,00	4,31	0,00	4,31	4,31
<i>Brycon orthotaenia</i>	Herbívoro	172,41	21,55	4,31	142,24	56,03	198,28
<i>Bryconops cf. affinis</i>	Invertívoro	56,03	0,00	0,00	0,00	56,03	56,03
<i>Cichla spp.</i>	Piscívoro	12,93	163,79	25,86	137,93	64,66	202,59
<i>Colossoma macropomum</i>	Onívoro	17,24	0,00	21,55	34,48	4,31	38,79
<i>Curimatella lepidura</i>	Detritívoro	844,83	280,17	935,34	1474,14	586,21	2060,34
<i>Eigenmannia virescens</i>	Invertívoro	741,38	612,07	698,28	1176,72	875,00	2051,72
<i>Franciscodoras marmoratus</i>	Detritívoro	146,55	0,00	30,17	8,62	168,10	176,72
<i>Gymnotus carapo</i>	Invertívoro	4,31	0,00	0,00	4,31	0,00	4,31
<i>Hoplias cf. lacerdae</i>	Piscívoro	0,00	0,00	17,24	17,24	0,00	17,24
<i>Hoplias malabaricus</i>	Piscívoro	47,41	86,21	12,93	77,59	68,97	146,55
<i>Hoplosternum littorale</i>	Detritívoro	17,24	8,62	8,62	0,00	34,48	34,48
<i>Hypostomus alatus</i>	Detritívoro	0,00	4,31	4,31	0,00	8,62	8,62
<i>Hypostomus spp.</i>	Detritívoro	12,93	34,48	17,24	43,10	21,55	64,66
<i>Leporellus vittatus</i>	Invertívoro	4,31	34,48	43,10	8,62	73,28	81,90
<i>Leporinus elongatus</i>	Onívoro	116,38	25,86	8,62	116,38	34,48	150,86
<i>Leporinus piau</i>	Onívoro	12,93	17,24	0,00	21,55	8,62	30,17
<i>Leporinus reinhardti</i>	Invertívoro	2357,76	883,62	461,21	2560,34	1142,24	3702,59
<i>Leporinus taeniatus</i>	Herbívoro	60,34	81,90	0,00	94,83	47,41	142,24
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Herbívoro	4,31	0,00	4,31	4,31	4,31	8,62
<i>Metynnis maculatus</i>	Herbívoro	0,00	142,24	77,59	0,00	219,83	219,83
<i>Metynnis spp.</i>	Invertívoro	202,59	64,66	163,79	232,76	198,28	431,03
<i>Moenkhausia costae</i>	Invertívoro	137,93	750,00	1047,41	948,28	987,07	1935,34
<i>Orthospinus franciscensis</i>	Invertívoro	340,52	262,93	81,90	405,17	280,17	685,34
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Invertívoro	806,03	323,28	90,52	961,21	258,62	1219,83
<i>Pimelodus maculatus</i>	Onívoro	155,17	288,79	34,48	478,45	0,00	478,45
<i>Pimelodus pohli</i>	Invertívoro	8,62	4,31	0,00	12,93	0,00	12,93
<i>Pimelodus spp.</i>	Invertívoro	120,69	357,76	86,21	172,41	392,24	564,66
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Piscívoro	310,34	762,93	1176,72	892,24	1357,76	2250,00
<i>Prochilodus argenteus</i>	Detritívoro	21,55	0,00	8,62	17,24	12,93	30,17
<i>Prochilodus costatus</i>	Detritívoro	17,24	0,00	0,00	12,93	4,31	17,24
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Piscívoro	21,55	25,86	0,00	25,86	21,55	47,41
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i>	Herbívoro	4,31	4,31	4,31	8,62	4,31	12,93
<i>Pygocentrus piraya</i>	Piscívoro	86,21	68,97	56,03	73,28	137,93	211,21
<i>Rhinelepis aspera</i>	Detritívoro	0,00	0,00	12,93	4,31	8,62	12,93
<i>Roeboides xenodon</i>	Invertívoro	12,93	34,48	0,00	21,55	25,86	47,41
<i>Salminus franciscanus</i>	Piscívoro	262,93	94,83	43,10	262,93	137,93	400,86
<i>Schizodon knerii</i>	Herbívoro	250,00	86,21	8,62	267,24	77,59	344,83
<i>Serrasalmus brandtii</i>	Invertívoro	60,34	189,66	73,28	125,00	198,28	323,28
<i>Sternopygus macrurus</i>	Invertívoro	34,48	21,55	12,93	30,17	38,79	68,97
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	Invertívoro	818,97	887,93	362,07	1301,72	767,24	2068,97
<i>Triporthus guentheri</i>	Invertívoro	887,93	1340,52	1607,76	1650,86	2185,34	3836,21
<b>Total Geral</b>		11785,73	10733,03	8578,00	18450,24	12646,53	31096,80
<b>CPUE Detritívoros</b>		1060,34	327,58	1017,23	1560,34	844,82	2405,16
<b>CPUE Herbívoros</b>		491,37	336,21	99,14	517,24	409,48	926,73
<b>CPUE Invertívoros</b>		7094,81	7159,49	5724,15	11202,57	8775,85	19978,45
<b>CPUE Onívoros</b>		301,72	331,89	68,96	650,86	51,72	702,58
<b>CPUE Piscívoros</b>		2837,49	2577,86	1668,52	4519,23	2564,66	7083,88

**APÊNDICE B** - Diagramas de dispersão da abundância de cada guilda trófica em relação a clorofila *a*. Os símbolos representam a zona do reservatório e os números representam os meses de coleta: 1 = ABR08; 2 = JUL08; 3 = OUT08; 4 = JAN09; e 5 = JUL09. Guildas: D – Detritívoros; H – Herbívoros; I – Invertívoros; O – Onívoros; e P – Piscívoros.



**APÊNDICE C** - Diagramas de dispersão da abundância de cada guilda trófica em relação a turbidez. Os símbolos representam a zona do reservatório e os números representam os meses de coleta: 1 = ABR08; 2 = JUL08; 3 = OUT08; 4 = JAN09; e 5 = JUL09. Guildas: D – Detritívoros; H – Herbívoros; I – Invertívoros; O – Onívoros; e P – Piscívoros.

