



Universidade Estadual de Goiás
Unidade de Ciências Exatas e Tecnológicas
Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Recursos Naturais do
Cerrado

ANA CAROLINA CAETANO E SILVA

Gradientes limnológicos em uma cascata de reservatórios do rio Tocantins

Anápolis
2016

ANA CAROLINA CAETANO E SILVA

Gradientes limnológicos em uma cascata de reservatórios do rio Tocantins

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado, da Universidade Estadual de Goiás para obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais do Cerrado.

Orientadora: Profa. Dra. Priscilla de Carvalho

Anápolis
2016

Silva, Ana Carolina Caetano e.

Gradientes limnológicos em uma cascata de
reservatórios do rio Tocantins/ Ana Carolina
Caetano e Silva. – 2016. 47 f.: 5 fig, 4 tabs.

Orientador: Prof. Dra. Priscilla de Carvalho

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual
de Goiás, Campus de Ciências Exatas e Tecnológicas,
2016.

Dedicatória

Dedico este trabalho aos meus pais, Wagner e Márcia que sempre são o meu porto seguro. Aos meus irmãos, Ana Elisa e André pela paciência. A minha avó, Abadia, que sofre da doença de Alzheimer, com quem tive que dividir o tempo entre escrever um parágrafo e dar água ou trocar uma fralda. Eu sei que se a senhora estivesse consciente, estaria muito orgulhosa de mim. Ao meu amor, Leonardo, por ser meu maior incentivador, melhor amigo e parceiro de todas as horas. Amo todos vocês!

Agradecimentos

A minha orientadora prof. Priscilla por todos os ensinamentos ao longo dessa jornada, pela paciência, pelas injeções de ânimo, pelas risadas, por tudo, sem você, tem certeza que nada teria funcionado. Obrigada Pri.

A Life Projetos Limnológicos pela disponibilidade dos dados.

Ao prof, Rogério Pereira Bastos pela ajuda, empenho e agilidade quando precisei.

Ao Ministério Público de Goiás, Unidade Técnico-Pericial Ambiental, em nome do Sérgio Soares da Silva, pela disponibilidade do Plano de Uso das Águas e do Entorno do Reservatório da Usina de Cana Brava e o EIA/Rima da usina de São Salvador.

A Levi Carina Terribile, pelo auxílio na elaboração do mapa da área de estudo.

Aos professores do RENAC.

A FAPEG/CAPES pela bolsa concedida.

Aos meus amigos do curso, em especial ao Max, Hasley, Marco, Wigney, Renato, Marcos e a Samanta e Meirielle, obrigada pelas conversas nos corredores e pelas experiências trocadas.

Aos meus amigos da UFG, Zander, Klein, Carlos, Alline e Cássia que sempre me auxiliaram quando uma análise não dava certo ou era só para bater papo mesmo, valeu demais.

Muito Obrigada!

Sumário

1. Introdução	14
2. Área de estudo	17
3. Material e métodos.....	20
3.1. Amostragem	20
3.2. Análise dos dados.....	21
4. Resultados	22
4.1. Caracterização limnológica dos reservatórios e seus tributários.....	22
4.2. Variação longitudinal	25
5. Discussão	30
6. Referências bibliográficas.....	35

Gradientes limnológicos em uma cascata de reservatórios do rio Tocantins

Ana Carolina Caetano e Silva¹, Priscilla Carvalho^{2*}

¹ Universidade Estadual de Goiás – UEG, Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas - UnUCET. BR 153, nº 3.105, CEP 75132-903. Anápolis, Goiás, Brasil.

² Universidade Federal de Goiás (UFG). Campus Samambaia. Avenida Esperança, s/nº, CEP: 74690-900, Goiânia, Goiás, Brasil.

*Autor para correspondência. E-mail: carvalhopbio@gmail.br

As citações e referências deste artigo foram formatadas de acordo com as normas do periódico *Water Research*.

Resumo

A crescente demanda por energia fez com que os rios ao longo do mundo tivessem seus cursos alterados a partir da construção de barragens. A formação de reservatórios, tanto de maneira isolada quanto em cascata, constitui um importante impacto quali-quantitativo nos principais ecossistemas de águas interiores. O rio Tocantins possui 10 usinas hidrelétricas em operação, portanto, compreender o funcionamento desses novos ambientes aquáticos é importante para a preservação das comunidades aquáticas, gerenciá-los e garantir a vida útil e manutenção de seus usos múltiplos. Os objetivos desse trabalho consistiram em i) verificar se três reservatórios, situados no rio Tocantins, apresentam os padrões de variação longitudinal das características limnológicas, como o aumento nos valores de transparência da água e decréscimo nas concentrações de nutrientes no sentido rio-barragem e ii) analisar se essas alterações limnológicas ficam mais evidentes ao longo da cascata de reservatório. As amostras de água foram coletas entre setembro de 2011 e setembro de 2013 tanto para os pontos localizados no eixo central de cada reservatório quanto em seus tributários. Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA). Os modelos lineares mistos (LMM) foram utilizados para testar a hipótese de variação longitudinal dos parâmetros limnológicos, ao longo do trecho estudado. A análise de componentes principais (PCA) demonstrou que os três reservatórios foram similares entre si e que a variabilidade limnológica dos tributários foi substancialmente maior que aquela encontrada no eixo central dos reservatórios. Os resultados obtidos através dos modelos lineares mistos indicaram a ausência de relações significativas entre as variáveis limnológicas

e a distância geográfica em relação à barragem, com exceção somente para as concentrações de oxigênio dissolvido, no período de estiagem. Apesar de não significativo, os coeficientes angulares demonstraram que os valores de turbidez e transparência da água apresentaram variações consistentes no sentido rio-barragem, principalmente durante o período de estiagem, nos três reservatórios estudados. Considerando o efeito da cascata de reservatórios, a análise comparativa dos interceptos revelou que as expectativas de redução progressiva para os teores de fósforo total, valores de turbidez e clorofila-*a* não foram corroboradas. A influência de um reservatório sobre o próximo a sua jusante foi visualizada considerando, somente, as concentrações de oxigênio dissolvido. Provavelmente, o baixo tempo de retenção da água nesses reservatórios seja responsável pela ausência de padrões na variação longitudinal dos parâmetros limnológicos estudados. Os resultados apresentados nesse estudo são importantes para a compreensão do funcionamento desses ecossistemas, tendo em vista que as comunidades aquáticas respondem a essas variações limnológicas.

Palavras-chave: Zonação. Variação espacial. Hidroelétrica.

Abstract

The increasing in electricity demands resulted in the alteration of river's flow around the world by the construction of dams. Construction of isolated reservoirs or cascade reservoirs can be considered one of the greatest impacts on aquatic ecosystems. Tocantins river is a great river in Brazil with 10 hydroelectric reservoirs in operation. In this way, it is important to understand how these ecosystems work to the conservation of aquatic communities and to ensure the aquatic multiple uses of these environments. This study evaluated i) the longitudinal variation of the limnological characteristics in three reservoirs, such as the increase of water transparency and decrease of nutrients concentration in a unidirectional flow and ii) the limnological variations along the reservoirs cascade. Water samples were collected between September 2011 and September 2013. Principal component analysis (PCA) was used to reduce the dimensionality of chemical and physical data. The longitudinal variation of the limnological variables was tested through a linear mixed effects model (LMM). The PCA showed similarity in limnological characteristics of the reservoirs studied and the limnological variability of the tributaries was substantially higher than that found inside reservoirs. The linear mixed effects models indicated that there is no relationship between limnological variables and geographic

distance, with the exception of dissolved oxygen in the dry season. Even considering the non-significance, the beta values of the models indicated that the turbidity and water transparency showed a substantial longitudinal variability inside the reservoirs, mainly during dry season. The comparative analysis of intercepts revealed that the expected progressive reduction for total phosphorus levels, turbidity values and chlorophyll-*a* concentrations was not observed. The influence of an upstream reservoir to the downstream one was detected just for the dissolved oxygen concentrations. Probably the shorter water residence time of these reservoirs can explain the lack of pattern in the longitudinal limnological variation. These results are important to understand the ecosystem function of these systems, considering that the aquatic communities respond these abiotic parameters.

Keywords: Zonation. Spatial variation. Hydroelectric

Lista de Figuras

- Figura 1 - Localização dos pontos de coleta nos reservatórios das UHEs Cana Brava (CB), São Salvador (SS) e Peixe Angical (PA), ao longo do rio Tocantins. Os quadrados claros representam as respectivas barragens. 19
- Figura 2 - Autovalores dos 10 primeiros componentes principais. Se os autovalores obtidos através do método do broken-stick são menores do que os autovalores reais do eixo, então esse eixo contém mais informação do que o seria esperado ao acaso (Jackson, 1993)..... 23
- Figura 3 - Escores dos pontos/meses de coleta nos três reservatórios estudados. Esses foram obtidos por uma análise de componentes principais (PCA). As variáveis apresentadas são aquelas com maiores correlações com o primeiro eixo de ordenação ($> |0,7|$) e a direção da seta indica se essas variáveis estão positivamente ou negativamente correlacionadas com esse eixo, PT= fósforo total; NT= nitrogênio total; cond=condutividade; STD=sólidos totais dissolvidos; alc=alcalinidade; CB=UHE Cana Brava; SS = UHE São Salvador e PA=UHE Peixe Angical..... 24
- Figura 4 - Resultado da análise de componentes principais (PCA), para os reservatórios da UHE Cana Brava (a), UHE São Salvador (b) e UHE Peixe Angical (c)..... 25
- Figura 5 - Variação espacial dos valores de transparência da água (a, b), turbidez (c, d), oxigênio dissolvido (e, f), fósforo total (g, h), nitrogênio total (i, j) e clorofila-*a* (k, l), obtidos em um gradiente longitudinal no rio Tocantins, nos reservatórios da UHE Cana Brava (CB), UHE São Salvador (SS) e UHE Peixe Angical (PA). A linha pontilhada na vertical representa a localização da barragem dos respectivos reservatórios. As figuras a, c, e, g, i, k representam o período de estiagem, enquanto que as figuras b, d, f, h, j, l representam o período de chuvas na região. 30

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Principais características dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Cana Brava, São Salvador e Peixe Angical, situadas ao longo do rio Tocantins.....	18
Tabela 2 - Variáveis abióticas relacionadas com os dois primeiros componentes (CP 1 e CP2). As relações $> 0,7 $ estão destacadas em negrito.	23
Tabela 3 - Resultados obtidos através dos modelos lineares mistos (LMM). Esses modelos avaliaram a relação entre as variáveis limnológicas e a distância geográfica (modelos fixos) e a variação entre os interceptos em cada reservatório (modelos aleatórios).....	25
Tabela 4 - Valores dos interceptos e coeficientes angulares estimados através dos modelos lineares mistos (LMM).	27

1. Introdução

Os ambientes fluviais são ecossistemas complexos, dinâmicos e diversos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). Ao longo do tempo, várias teorias sobre o funcionamento desses ecossistemas foram propostas e, dentre as mais testadas, pode-se citar o “Conceito do Contínuo Fluvial” (CCF), que afirma que em um ambiente lótico e livre de ação antrópica, existe um gradiente longitudinal contínuo, da nascente em direção a foz, que determina as características físicas e químicas e a organização das comunidades bióticas (Vannote et al., 1980).

Por outro lado, os ecossistemas aquáticos estão entre os mais ameaçados pela ação antrópica, tendo em vista o uso do solo, introdução de espécies exóticas e a construção de represas (Sala et al, 2010; Rebouças et al, 2006). Com a crescente demanda por energia elétrica, muitos rios em todo o mundo, tiveram parte de seus cursos, ou grande parte deles, transformados em ambientes lênticos em função da construção de barragens (Zarfl et al., 2015). No Brasil, a partir dos anos de 1960, a construção de reservatórios foi intensificada, impulsionada pela necessidade de atender às demandas da população, como o abastecimento público, obtenção de energia elétrica, irrigação, navegação, recreação, além de controle de vazão (Tundisi e Straškraba, 1999; Esteves, 2011; Tundisi, 2003; Rebouças et al., 2006). Assim, com a contínua implantação de reservatórios, foi proposto por Ward e Stanford (1983) o “conceito de descontinuidade serial” (CDS), onde foi discutido como a regulação do fluxo da água, a partir de um barramento, pode interferir nos parâmetros físicos, químicos e, conseqüentemente, na biota aquática. Nestes novos ambientes, ocorrem mudanças longitudinais no sentido rio-barragem, devido à descontinuidade serial nas características físicas, químicas e biológicas, alterando as previsões do contínuo fluvial (RCC; Vannote et al., 1980; Ward e Standford, 1983).

Os reservatórios artificiais são ambientes intermediários entre rios e lagos naturais. Neles o gradiente de variação horizontal do rio é substituída por um estado intermediário entre esta variação horizontal e uma organização vertical, típica de ambientes lênticos (Margalef, 1975). O represamento do rio por meio de uma barragem afeta diretamente o fluxo da água e resulta na formação de um novo ecossistema com características ecológicas próprias, promovendo alterações no regime hidrológico e na dinâmica ecológica do ambiente alterado (Thornton, 1990; Fernando e Holcik, 1991; Henry e Nogueira, 1999; Nilsson et al., 2005). Primeiramente, pode-se destacar o aumento no tempo de residência da água (o tempo teórico de troca do volume total da água), que altera as características físicas, químicas e

biológicas do ambiente aquático (Straškraba, 1999). Além disso, é possível observar alterações no comportamento térmico da coluna de água, nos padrões de sedimentação (Thornton, 1990; Agostinho et al., 1992), na incidência de luz no ambiente aquático, dinâmica de gases, principalmente oxigênio dissolvido, na dinâmica de nutrientes (Júlio Jr. et al., 1997; De Filippo et al., 1999), produtividade primária e na distribuição e composição das comunidades aquáticas na coluna d'água (Agostinho et al., 2007).

Nos reservatórios, o tempo de retenção da água e os aportes de matéria predominantes, a partir de uma fonte principal (o rio a montante), resultariam, hipoteticamente, em um gradiente longitudinal dos parâmetros limnológicos (Kimmel et al., 1990; Wetzel, 1993). Por exemplo, com a redução do fluxo de água e conseqüente aumento nas taxas de sedimentação nas proximidades da barragem, é esperado que ocorra a redução das concentrações de partículas em suspensão, fósforo total e outros nutrientes no sentido rio-barragem (Kimmel et al., 1990; Thornton et al. 1990). Esse processo implica em mudanças no estado trófico do reservatório, passando de uma condição mais eutrófica para uma mais oligotrófica ao longo do gradiente fluvial-transição-lacustre (Thornton et al., 1990; Kimmel e Groeger, 1984). Detalhadamente, de acordo com Thornton et al. (1990), os reservatórios exibem um gradiente ao longo do eixo longitudinal com início na região de influxo do rio até a barragem, estabelecendo três zonas distintas: a fluvial, a de transição e a lacustre. Elas se diferenciam quanto às propriedades físicas, químicas e biológicas da água, tanto a montante quanto a jusante da barragem, considerando as taxas de matéria orgânica particulada grossa/fina, transparência da água e, conseqüentemente, a biodiversidade local (Thornton et al., 1990; Barbosa et al., 1999; Agostinho et al., 2007). Esse modelo de variação espacial em reservatórios prediz que a zona fluvial apresenta baixa profundidade, maior fluxo de água (resultando em maior mistura da coluna d'água), menor tempo de residência da água, além de maior disponibilidade de nutrientes (Kimmel et al., 1990). A elevada quantidade de matérias finas em suspensão torna a disponibilidade de luz um fator limitante para as comunidades de algas. Na zona de transição, a bacia é mais larga e profunda acarretando redução do fluxo de água, o que aumenta as taxas de sedimentação, diminuindo a turbidez e aumentando a penetração de luz na coluna d'água. Nesse trecho a produção primária é favorecida tendo em vista a disponibilidade de nutriente e maior transparência da água. Por outro lado, a zona lacustre está situada nas proximidades da barragem e é classificada como uma região com elevado tempo de residência da água, menor concentração de partículas em suspensão e, conseqüentemente, maior transparência da água. Essa região apresenta características limnológicas semelhantes às observadas em ambientes lênticos, como lagos. Essa zona

apresenta menor produtividade primária, comparada à zona de transição, pois, apesar da elevada transparência da água, a disponibilidade de nutrientes dissolvidos é baixa, limitando o crescimento das comunidades fitoplanctônicas (Kimmel et al., 1990; Thornton et al., 1990; Baxter, 1977; Henry, 1995; Zanata e Espindola, 2002). Nos últimos anos, alguns estudos também têm demonstrado que nos grandes reservatórios tropicais essa zonation é multidimensional e é bastante influenciada pela entrada de tributários secundários e também pelo tempo de residência de cada braço do reservatório (Nogueira et al., 1999; Nogueira, 2000, 2001; Pinto-Coelho et al., 2006).

Variações na qualidade da água podem ficar ainda mais evidentes quando um rio é fragmentado pela construção de uma sequência de barragens (Straškraba, 1990; Barbosa et al., 1999). A sequência de reservatórios construídos em uma mesma bacia hidrográfica pode ser denominada como uma cascata de reservatórios (Fang e Deng, 2011; Takeda et al., 2005). Nos reservatórios em cascata, alguns padrões limnológicos foram sintetizados por Straškraba (1990), tais como, redução dos valores de turbidez, aumento da transparência da água e decréscimo nas concentrações de fósforo total. Assim, ao longo de uma cadeia de reservatórios, espera-se menores valores de produtividade primária fitoplanctônica nos reservatórios à jusante devido ao decréscimo de nutrientes, apesar do aumento da transparência da água. Assim, o reservatório a montante irá influenciar as características físicas e químicas daqueles à jusante (Straškraba, 1990; Barbosa et al., 1999), porém a distância entre eles, o tempo de retenção da água, uso e ocupação do solo no entorno, além do estado trófico (Straškraba, 1994; Nogueira et al., 2006), devem ser considerados.

Alguns estudos demonstraram que o arranjo físico promovido pela construção de reservatórios em cascata, pode resultar na melhoria da qualidade da água ao longo do sistema, uma vez que parte dos nutrientes e poluentes podem ser retidos nos reservatórios anteriores (Armengol, 1977; Margalef, 1983; Straškraba, 1994). Barbosa et al. (1999), durante um estudo no rio Tietê, confirmaram muitas previsões feitas por Straškraba (1990), e propuseram o “conceito do contínuo de reservatórios em cascata” (CRCC). Nesse sistema, os autores verificaram o decréscimo na concentração de poluentes ao longo dos reservatórios em cascata com a, conseqüente, melhora na qualidade da água, desde que não existam novas fontes de poluição ao longo do rio. Tais resultados também foram corroborados por outros estudos (Straškraba e Tundisi, 2000; Nogueira et al., 2006; Smith et al., 2014).

Por outro lado, a construção de reservatórios em sequência provoca um efeito cumulativo no ambiente aquático, que pode gerar, além das mudanças nos fatores abióticos, alterações nas comunidades biológicas relacionadas à abundância e diversidade de espécies ao

longo do eixo longitudinal do rio barrado (Agostinho et al., 2008; Petesse e Petrere jr., 2012; Santos et al., 2016). Além da perda de espécies nativas, a presença de reservatórios em cascata pode homogeneizar a comunidade aquática (Agostinho et al., 2008; Araújo et al., 2009; Petesse e Petrere Jr., 2012; Ellis e Jones, 2013; Mbaka e Mwaniki, 2015).

O Brasil possui elevado potencial hídrico e até 97% da eletricidade produzida é oriunda de hidrelétricas (Rebouças et al., 2006). Como consequência, é difícil encontrar rios, principalmente os do Centro-Sul do país (como por exemplo, rio Tocantins, São Francisco e rio Paraná), que não tiveram grandes partes de seus cursos segmentados por represas (Esteves, 2011). Essa transformação de um ambiente lótico em lêntico, em um curto intervalo de tempo, pode ser considerada uma das atividades antrópicas mais impactantes (Castro e Arcifa, 1987; Maitland e Morgan, 1997).

Ao longo do curso do rio Tocantins foram implantadas 10 usinas hidroelétricas (UHEs) (ANEEL, 2008). Especificamente, na direção montante – jusante, estão em operação a UHE Serra da Mesa, UHE Cana Brava, UHE São Salvador, UHE Peixe Angical, UHE Ipueiras, UHE Lajeado, UHE Tupiratins, UHE Estreito, UHE Tucuruí e UHE Serra Quebrada. Aproximadamente 80% da extensão do rio Tocantins foi transformada em ambientes lênticos, formando um sistema em cascata (Reis-Pereira, 2002).

Assim, o primeiro objetivo desse trabalho consistiu em testar se três reservatórios situados no rio Tocantins apresentam os padrões de variação de características limnológicas descritos por Thornton et al. (1990). A hipótese a ser testada é que ocorra um aumento nos valores de transparência da água, decréscimo nos valores de turbidez e decréscimo nas concentrações de fósforo total e nitrogênio total, no sentido rio-barragem, em cada um dos reservatórios estudados. O segundo objetivo consistiu em avaliar a influência da construção de reservatórios em cascata sobre as características limnológicas nesse trecho do rio Tocantins, verificando as predições apresentadas por Straškraba (1990). A hipótese a ser testada é que ao longo da cascata de reservatórios haverá um aumento progressivo na transparência da água e uma redução progressiva na concentração de nutrientes.

2. Área de estudo

Esse trabalho foi desenvolvido em três reservatórios situados ao longo do rio Tocantins: reservatórios da UHE Cana Brava, UHE São Salvador e UHE Peixe Angical (Figura 1). Os reservatórios de Cana Brava, São Salvador e Peixe Angical compreendem o segundo, terceiro e quarto reservatórios localizados no rio Tocantins, respectivamente. A

montante do reservatório da UHE Cana Brava existe apenas o reservatório da UHE Serra da Mesa. Considerando os três empreendimentos estudados, o reservatório da UHE Peixe Angical apresenta maior área e maior volume de água (Tabela 1). O tempo de retenção da água é maior no reservatório da UHE Cana Brava.

Tabela 1 - Principais características dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Cana Brava, São Salvador e Peixe Angical, situadas ao longo do rio Tocantins.

Características gerais	UHE Cana Brava	UHE São Salvador	UHE Peixe Angical
Área (km ²)	139	104	294,1
Volume (milhões de m ³)	2300	952	2700
Tempo de retenção (dias)	33	12	18

Os dados apresentados para os reservatórios das UHEs Cana Brava e São Salvador foram obtidos a partir do Plano de Usos das Águas e do entorno do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Cana Brava e EIA/RIMA dos respectivos empreendimentos, fornecidos pelo Ministério Público de Goiás;

Os dados para o reservatório da UHE Peixe Angical foram obtidos na Revista de FURNAS n° 329 - fevereiro de 2006.

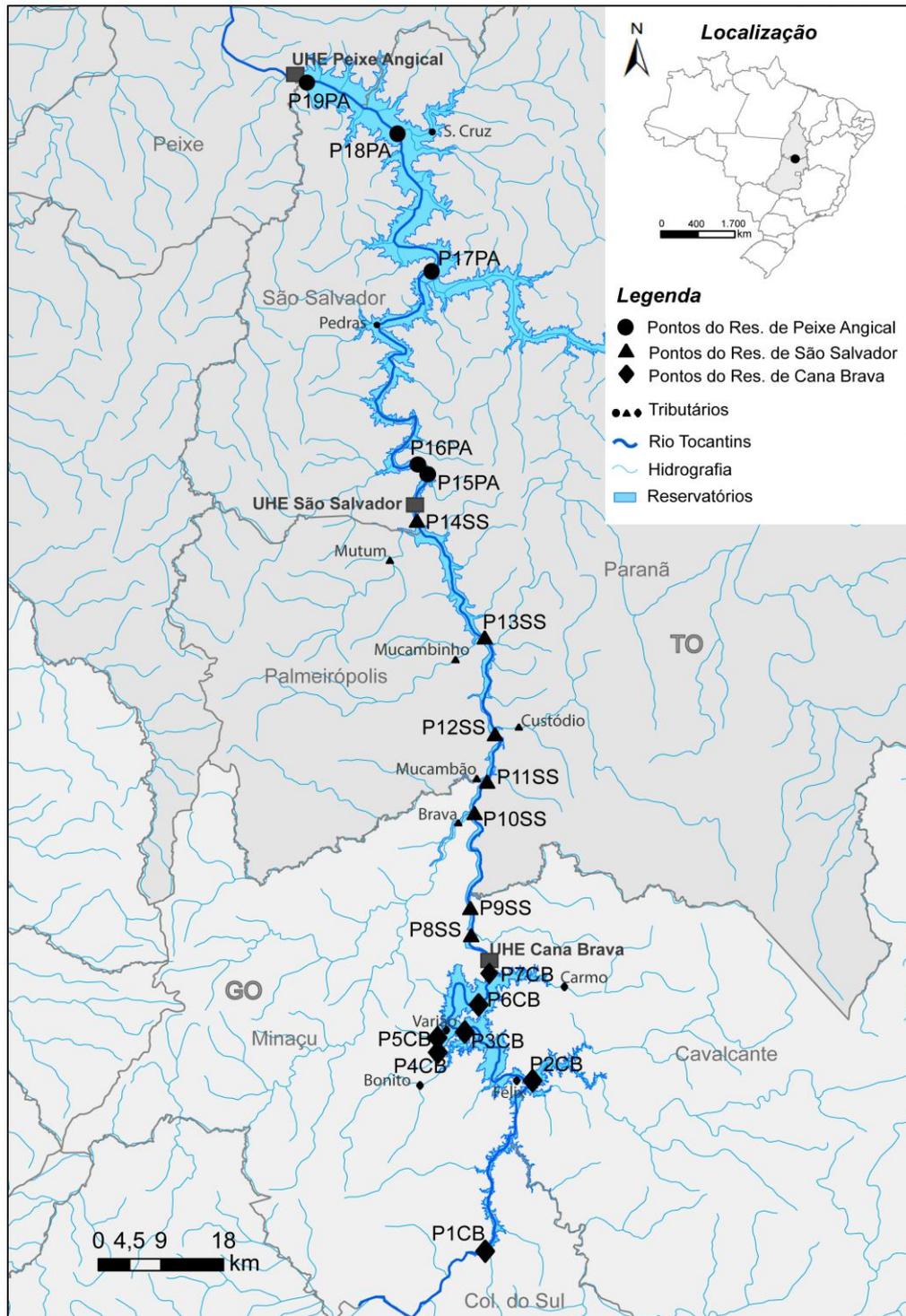


Figura 1 - Localização dos pontos de coleta nos reservatórios das UHEs Cana Brava (CB), São Salvador (SS) e Peixe Angical (PA), ao longo do rio Tocantins. Os quadrados claros representam as respectivas barragens.

3. Material e métodos

3.1. Amostragem

As coletas foram realizadas trimestralmente, abrangendo o período de chuva e estiagem na região. As amostragens ocorreram entre setembro de 2011 e setembro de 2013, considerando apenas a fase de operação dos três reservatórios. De acordo com os valores médios na região, nos últimos 30 anos (<http://www.climatempo.com.br>), os meses setembro de 2011, junho e setembro de 2012, junho e setembro de 2013 são classificados como período de estiagem (valor médio de precipitação pluviométrica igual a 17,4mm), enquanto que dezembro de 2011, março e dezembro de 2012 e março de 2013 são classificados como período de chuva (média igual a 242,5mm).

As amostras de águas, no reservatório da UHE Cana Brava, foram coletadas em 07 (sete) pontos no eixo central do reservatório e 04 pontos localizados em tributários (rio São Félix, rio Bonito, córrego Varjão e córrego do Carmo). No reservatório da UHE São Salvador, as amostras de água foram coletadas em 07 (sete) pontos no eixo central do reservatório e 05 pontos em tributários (rios Cana Brava, Mucambão, Custódio, Mucambinho e Mutum). No reservatório da UHE Peixe Angical, as amostras de água foram coletadas em 05 (cinco) pontos no eixo central do reservatório e dois pontos situados em tributários (córrego das Pedras e córrego Santa Cruz) (Figura 1).

Em cada ponto de coleta, foram obtidas amostras de água da sub-superfície, visando à determinação dos parâmetros físicos e químicos. Em campo, foram obtidos os valores de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD) e oxigênio dissolvido (utilizando sonda multiparâmetro YSI 556). A turbidez foi obtida através de um turbidímetro (turbidímetro digital Digimed) e a transparência da coluna da água foi mensurada através do disco de Secchi.

Amostras de água foram coletadas abaixo da superfície (aproximadamente 20 cm) com frascos de polietileno e acondicionadas em caixas de isopor com gelo. Parte das amostras foi filtrada, no mesmo dia da coleta, em membranas Whatman GF/C, para posterior análise de clorofila-*a*. As amostras de água filtrada e não filtrada foram preservadas em freezer para posterior determinação das formas dissolvidas e totais de nitrogênio e fósforo. As amostras destinadas à análise laboratorial foram encaminhadas ao laboratório de limnologia, em Goiânia. Em laboratório, as seguintes análises foram realizadas: alcalinidade (método de titulação com ácido sulfúrico), clorofila-*a* (extração dos filtros com acetona 90% e leitura em espectrofotômetro, 663 nm, aplicando-se correção para outros compostos dissolvidos e

turbidez, resultante da leitura a 750 nm), fósforo total e orto-fosfato (determinado diretamente nas amostras não filtradas e filtradas, respectivamente, sendo quantificados após a adição de reagente misto (molibdato de amônia, tartarato de antimônio e potássio e ácido ascórbico) e leitura em espectrofotômetro a 882 nm), nitrato e nitrogênio amoniacal (método de redução do cádmio e leitura em espectrofotômetro a 400 nm e método do fenol e leitura em espectrofotômetro a 655 nm, respectivamente), o somatório das concentrações de nitrogênio inorgânico, com as concentrações de nitrogênio orgânico resultaram nas concentrações de nitrogênio total; DBO₅ (incubação das amostras em temperatura constante de 20°C, e leitura das concentrações de oxigênio dissolvido após 5 dias). Todas as análises seguiram os protocolos propostos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

3.2. Análise dos dados

Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados abióticos, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) (Legendre e Legendre, 1998), utilizando o programa PC-ORD (McCune e Mefford, 1997). Primeiramente, os valores de todas as variáveis físicas e químicas foram transformados em logaritmos (com exceção dos valores de pH). Para determinar quais componentes principais seriam retidos para análise foi adotado o modelo de “broken-stick” (Jackson, 1993). Um teste *t* para amostras independentes foi aplicado utilizando os escores da análise de componentes principais (PCA) para verificar a existência de diferença entre os pontos de coleta (localizados no rio principal ou nos tributários).

Para testar a hipótese de variação longitudinal de alguns parâmetros limnológicos, ao longo do trecho estudado, modelos lineares mistos (LMM) foram utilizados (Zuur et al., 2009). Para essas análises foram utilizados somente os pontos de coleta no interior do eixo central de cada reservatório. Especificamente, a distância em relação à barragem foi considerada a variável explanatória (efeito fixo). As respostas foram aquelas variáveis limnológicas mais relacionadas com os modelos de zonas e cascatas em reservatórios (e.g., transparência da água, turbidez, oxigênio dissolvido, clorofila-*a*, e os nutrientes fósforo total e nitrogênio total). As variáveis condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, pH, DBO₅, nitrato e nitrogênio amoniacal também foram analisadas, no entanto, esses resultados foram apresentados no material suplementar. Reservatórios foram utilizados como um fator com efeitos aleatórios nos modelos. Esses assumiram que as relações entre as variáveis limnológicas e a distância variam entre os três reservatórios (i.e., interceptos e coeficientes angulares diferem entre reservatórios) e, além disso, que todas as observações num mesmo

reservatório foram correlacionadas (controlando, portanto, problemas de inferência causados por autocorrelação espacial – ver Swanson et al., 2013). Em resumo, os LMM utilizados, grosseiramente, podem ser comparados com análises de covariância, com uma variável resposta (e.g., transparência), um fator (reservatórios) e uma covariável (distância da barragem).

4. Resultados

4.1. Caracterização limnológica dos reservatórios e seus tributários

Entre setembro de 2011 e setembro de 2013, o eixo central dos reservatórios analisados apresentaram baixos valores de turbidez e, conseqüentemente, elevada transparência da água, baixos valores de DBO₅, baixas concentrações de fósforo total, e nutrientes nitrogenados (Tabela S1 do material suplementar).

De acordo com o modelo de broken-stick, os principais padrões de variação foram sintetizados pelo primeiro e segundo componente principal (Figura 2; 30,42% de explicação para o primeiro componente e 18,8% para o segundo componente principal). O primeiro componente foi positivamente correlacionado com a transparência da água, e negativamente correlacionado com as variáveis turbidez, fósforo total, orto-fosfato, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (Tabela 2; Figura 3).

A análise de componentes principais (PCA) demonstrou que os três reservatórios foram similares entre si e que a variabilidade limnológica dos tributários foi substancialmente maior que aquela encontrada nos reservatórios (Figura 3). De maneira geral, os tributários apresentaram maiores valores de turbidez, fósforo total, orto-fosfato, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total quando comparados ao eixo central dos reservatórios (Figura 3), principalmente durante o período de chuvas na região (Figura 4), enquanto que nesse período também foram registradas menores concentrações de clorofila-*a* (Tabelas S1 e S2 do material suplementar). Para o reservatório da UHE Cana Brava, por exemplo, as concentrações de fósforo total foram, em média, iguais a 0,022 mg/L nos tributários e 0,0047 mg/L no eixo central do reservatório. Um padrão similar foi observado para a variável turbidez (média igual a 30,35 NTU nos tributários e 1,9 NTU no eixo central do reservatório; ver Tabelas S1 e S2 do material suplementar).

O teste *t* demonstrou a diferença significativa entre os valores dos escores (eixo 1), comparando os pontos localizados no eixo central dos reservatórios e àqueles situados nos tributários ($t = 6,35$; $p < 0,001$).

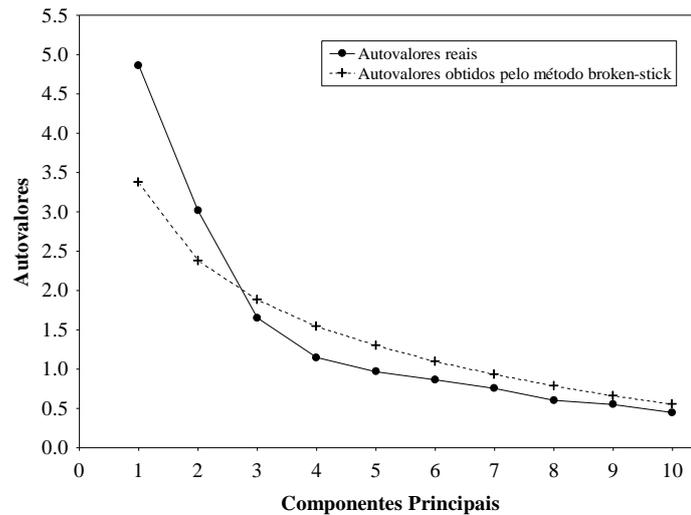


Figura 2 - Autovalores dos 10 primeiros componentes principais. Se os autovalores obtidos através do método do broken-stick são menores do que os autovalores reais do eixo, então esse eixo contém mais informação do que o seria esperado ao acaso (Jackson, 1993).

Tabela 2 - Variáveis abióticas relacionadas com os dois primeiros componentes (CP 1 e CP2). As relações $> |0,7|$ estão destacadas em negrito.

	CP 1	CP 2
Temperatura da água	0,36	0,22
Turbidez	-0,83	-0,03
pH	0,47	0,33
Condutividade elétrica	0,22	-0,95
Oxigênio dissolvido	-0,05	-0,09
Sólidos totais dissolvidos	0,22	-0,95
Alcalinidade	0,26	-0,89
Fósforo total	-0,81	-0,13
Orto-fosfato	-0,81	-0,04
Nitrato	-0,74	-0,07
N-amoniacal	-0,80	-0,06
Nitrogênio total	-0,84	-0,10
DBO ₅	-0,39	-0,03

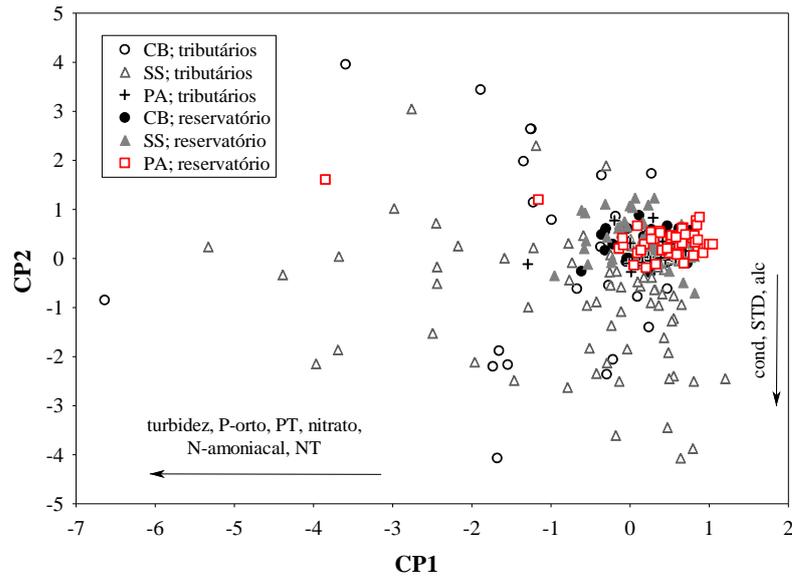
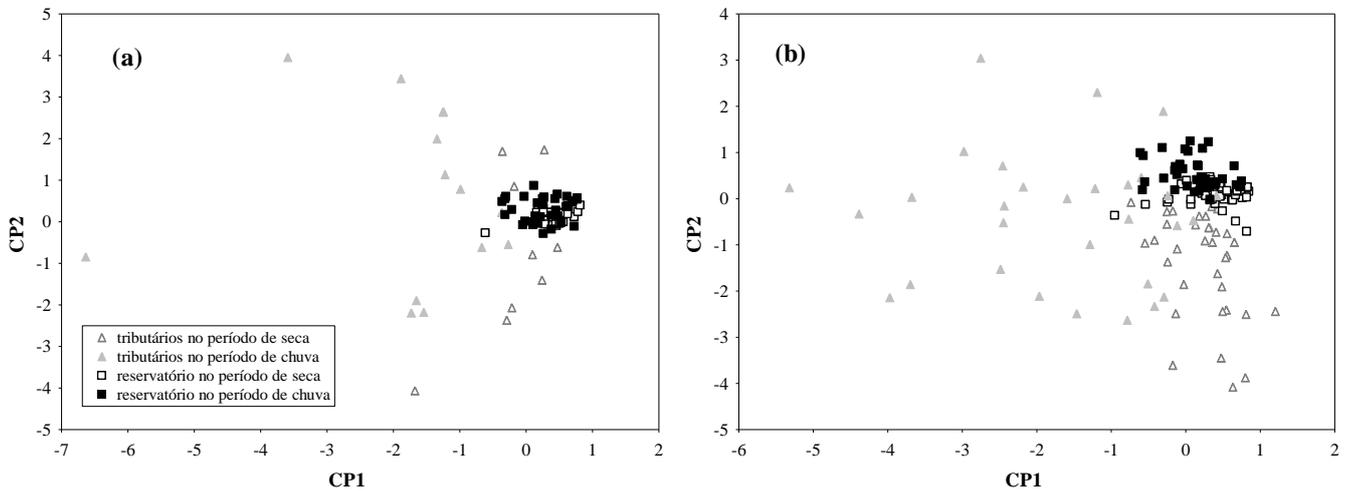


Figura 3 - Escores dos pontos/meses de coleta nos três reservatórios estudados. Esses foram obtidos por uma análise de componentes principais (PCA). As variáveis apresentadas são aquelas com maiores correlações com o primeiro eixo de ordenação ($> |0,7|$) e a direção da seta indica se essas variáveis estão positivamente ou negativamente correlacionadas com esse eixo, PT= fósforo total; NT= nitrogênio total; cond=condutividade; STD=sólidos totais dissolvidos; alc=alcalinidade; CB=UHE Cana Brava; SS = UHE São Salvador e PA=UHE Peixe Angical.



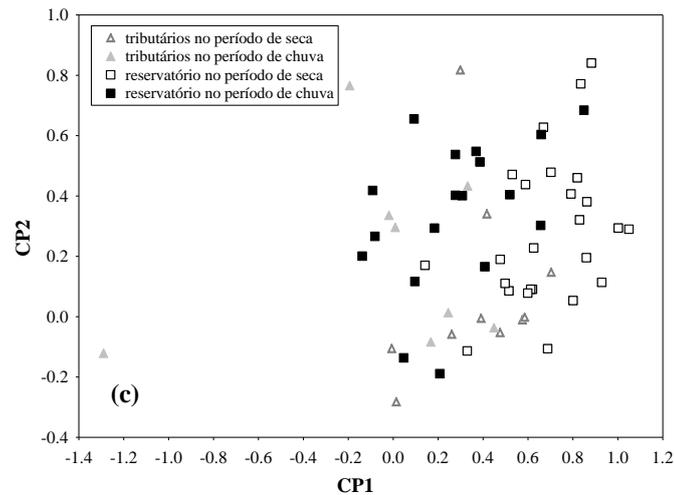


Figura 4 - Resultado da análise de componentes principais (PCA), para os reservatórios da UHE Cana Brava (a), UHE São Salvador (b) e UHE Peixe Angical (c).

4.2. Variação longitudinal

Excetuando-se para oxigênio dissolvido (durante o período de estiagem), os resultados dos efeitos fixos dos modelos lineares mistos indicaram ausência de relações significativas entre as variáveis limnológicas e a distância geográfica em relação à barragem (Tabela 3). Consistentemente, as estimativas dos efeitos aleatórios indicaram que os interceptos variaram substancialmente mais que os coeficientes angulares.

Tabela 3 - Resultados obtidos através dos modelos lineares mistos (LMM). Esses modelos avaliaram a relação entre as variáveis limnológicas e a distância geográfica (modelos fixos) e a variação entre os interceptos em cada reservatório (modelos aleatórios).

		Efeitos aleatórios		Efeitos fixos			
		Variância	Estimativas	E.P.	<i>g.l.</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
Estiagem							
Transparência da água	Intercepto	0,0602	3,006	0,229	3,0	13,12	<0,001
	Coeficiente angular	0,00027	0,018	0,011	2,1	1,71	0,224
Turbidez	Intercepto	0,00046	1,042	0,054	9,7	19,14	<0,001
	Coeficiente angular	0,000013	-0,006	0,002	2,4	-2,53	0,107
Oxigênio dissolvido	Intercepto	0,1946	5,531	0,311	2,2	17,79	0,002
	Coeficiente angular	0,0000007	0,030	0,005	13,0	5,60	<0,001
Fósforo total	Intercepto	0,0000036	0,0018	0,001	1,7	1,32	0,341
	Coeficiente angular	0,00000001	0,00001	0,00005	1,9	0,20	0,863

Estiagem		Efeitos aleatórios	Efeitos fixos				
		Variância	Estimativas	E.P.	<i>g.l.</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
N - total	Intercepto	0,012	0,412	0,075	1,9	5,52	0,034
	Coeficiente angular	0,000003	-0,0017	0,0016	1,6	-1,09	0,417
Clorofila- <i>a</i>	Intercepto	1,248	1,562	0,871	1,0	1,79	0,323
	Coeficiente angular	0,00022	0,004	0,015	1,3	0,26	0,831
Chuva		Variância	Estimativas	E.P.	<i>g.l.</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
Transparência da água	Intercepto	0,250	2,182	0,399	2,3	5,46	0,024
	Coeficiente angular	0,0000004	0,009	0,008	13,8	1,18	0,259
Turbidez	Intercepto	0,0215	1,598	0,186	3,9	8,57	0,001
	Coeficiente angular	0,000051	-0,001	0,006	2,6	-0,22	0,840
Oxigênio dissolvido	Intercepto	0,546	5,313	0,454	1,9	11,70	0,009
	Coeficiente angular	0,00093	0,0266	0,018	1,9	1,46	0,286
Fósforo total	Intercepto	0,00000025	0,005	0,001	7,4	4,16	0,004
	Coeficiente angular	0,0000000046	0,00004	0,00005	2,0	0,77	0,523
N - total	Intercepto	0,02	0,514	0,0801	2,0	6,41	0,023
	Coeficiente angular	0,000002	-0,0018	0,0013	2,7	-1,37	0,272
Clorofila- <i>a</i>	Intercepto	0,0035	0,805	0,155	4,0	5,19	0,006
	Coeficiente angular	0,00025	0,020	0,012	1,0	1,65	0,346

Para a transparência da água, nos dois períodos climáticos, e para turbidez, no período de seca, coeficientes angulares, respectivamente, positivos e negativos foram estimados (Tabela 4). Assim, nesses casos, embora não significativos, os tamanhos dos efeitos foram condizentes com o modelo de Thornton et al. (1990). Por outro lado, para fósforo total e clorofila-*a*, os sinais dos coeficientes angulares diferiram entre reservatórios. Por exemplo, para fósforo total, coeficientes angulares negativos foram estimados apenas para os reservatórios de Cana Brava (CB), Peixe Angical (PA; durante a seca) e São Salvador (SS; período chuvoso). Para clorofila-*a*, os coeficientes angulares foram, em geral, positivos (excetuando-se para o reservatório de Peixe Angical, durante o período de seca). Os teores de oxigênio dissolvido aumentaram consistentemente nos três reservatórios e períodos climáticos (Tabela 4). É interessante notar também a redução dos teores de oxigênio dissolvido entre os últimos pontos dos reservatórios de montante e os primeiros pontos dos reservatórios de

jusante (Figura 5).

A análise comparativa dos interceptos (i.e., valores estimados “próximos” das barragens) revela que as expectativas de redução progressiva (ao longo da cascata de reservatórios) dos teores de fósforo total, valores de turbidez (ou aumento da transparência) e biomassa fitoplanctônica não foram corroboradas. A transparência da água durante o período de seca, por exemplo, aumentou entre os reservatórios de CB e SS, mas voltou a diminuir entre os reservatórios de SS e PA. Durante o período chuvoso, essa variável diminuiu entre os reservatórios de CB e SS, e aumentou entre os reservatórios de SS e PA. Os valores de turbidez (nos dois períodos) e fósforo total (no período chuvoso) também não decresceram conforme o esperado. Somente no período de seca, o decréscimo dos teores de fósforo total ao longo da cascata de reservatórios foi detectado. Mesmo considerando a ausência de dados de clorofila-*a* para o reservatório de Cana Brava, o decréscimo esperado entre os reservatórios de SS e PA também não foi observado.

Tabela 4 - Valores dos interceptos e coeficientes angulares estimados através dos modelos lineares mistos (LMM).

	Reservatório	Estiagem		Chuva	
		Intercepto	Coefficiente angular	Intercepto	Coefficiente angular
Transparência da água	CB	2,991	0,01963	2,624	0,01004
	SS	3,238	0,00297	1,731	0,00891
	PA	2,789	0,03326	2,192	0,00949
Turbidez	CB	1,044	-0,00636	1,459	-0,00818
	SS	1,062	-0,00333	1,726	0,00476
	PA	1,022	-0,00997	1,610	-0,00087
Oxigênio dissolvido	CB	5,671	0,02969	4,501	0,06033
	SS	5,074	0,03086	5,713	0,00515
	PA	5,848	0,02935	5,724	0,01421
Fósforo total	CB	0,004	-0,00006	0,004	0,00011
	SS	0,001	0,00009	0,005	-0,000002
	PA	0,001	-0,000008	0,005	0,000014
N - total	CB	0.349	-0.00031	0.597	-0.00285
	SS	0.522	-0.00230	0.568	-0.00249
	PA	0.364	-0.00258	0.377	-0.00012

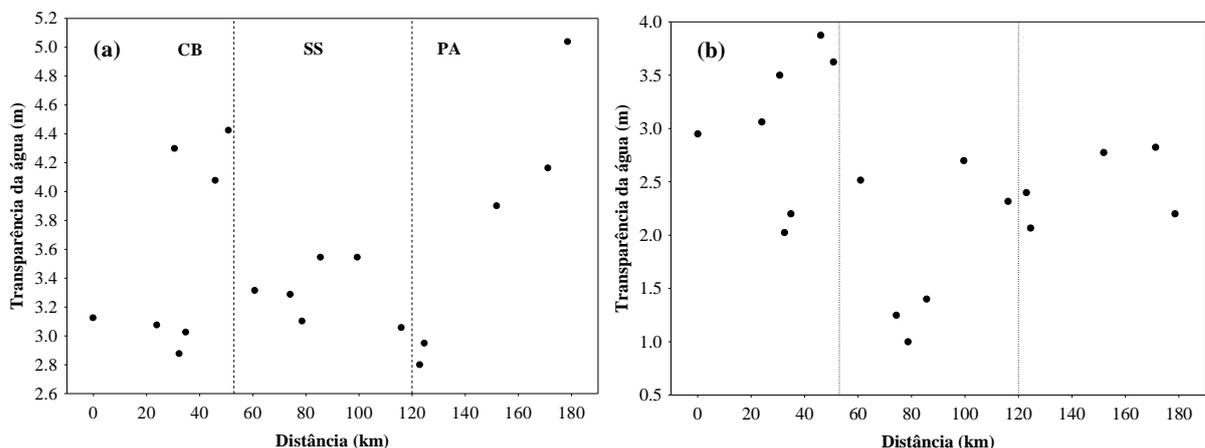
Clorofila- <i>a</i>	SS	0,830	0,01370	0,764	0,00885
	PA	2,295	-0,00586	0,846	0,03075

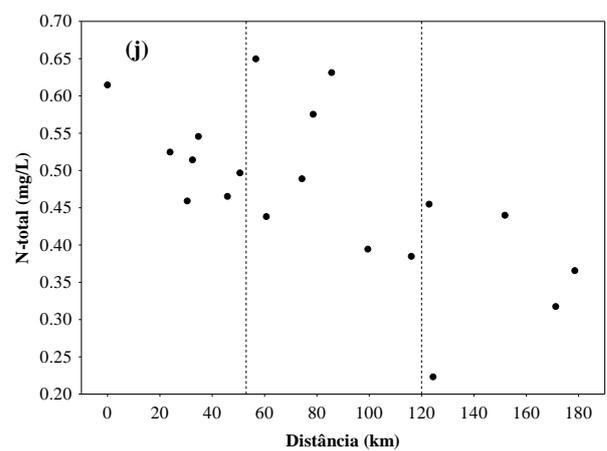
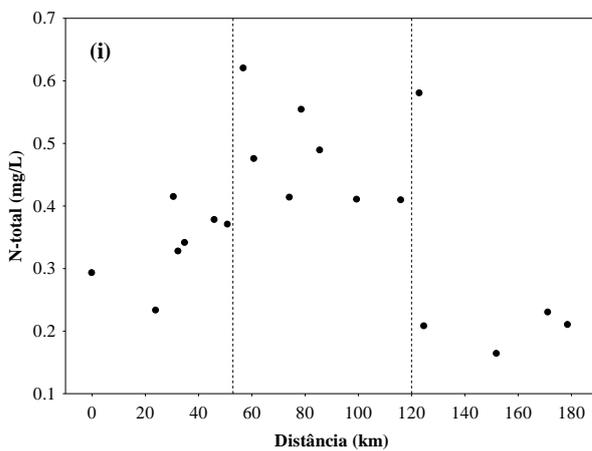
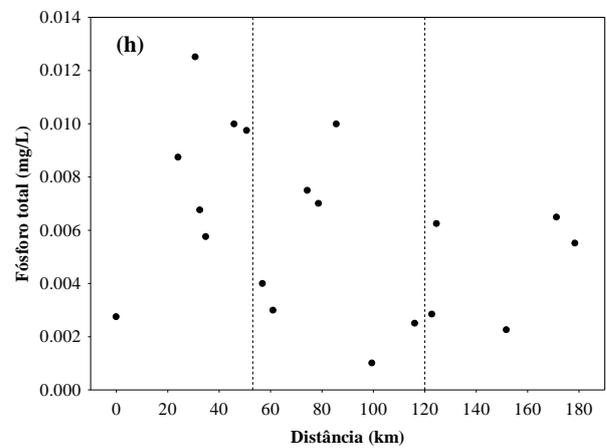
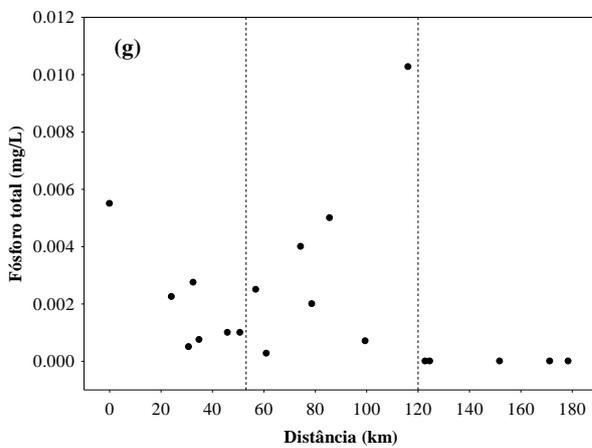
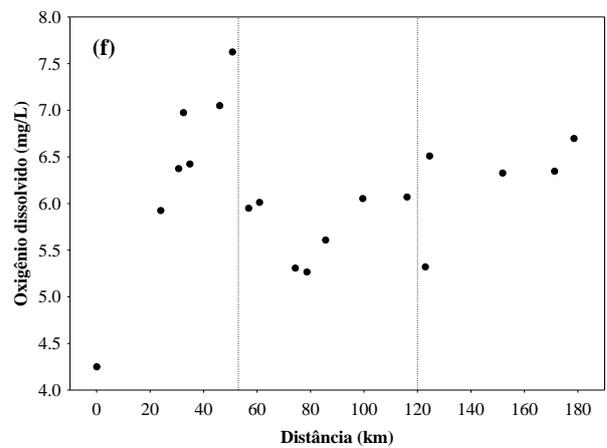
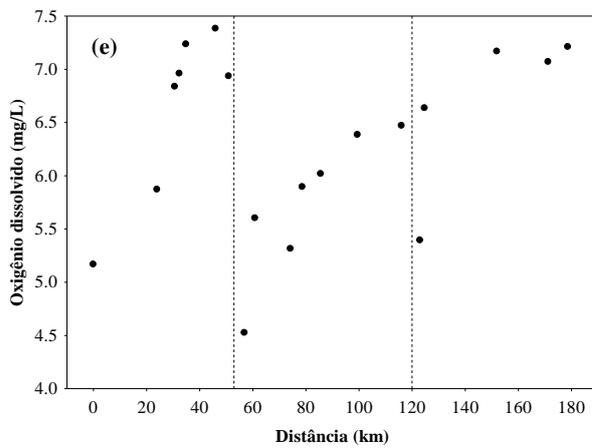
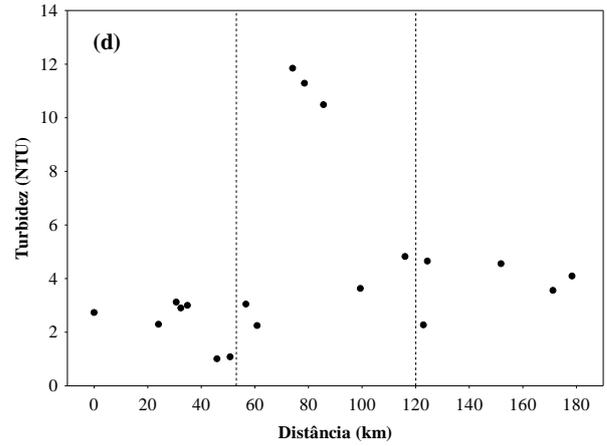
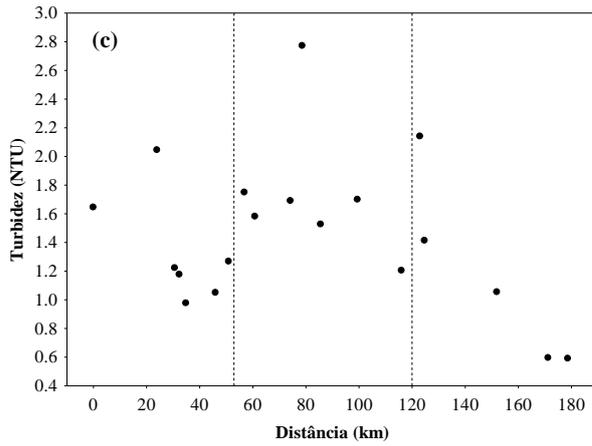
Para os demais parâmetros limnológicos utilizados na análise de componentes principais (condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, DBO₅, e os nutrientes dissolvidos orto-fosfato, nitrato e nitrogênio amoniacal) também não foi observada variação longitudinal. Considerando que não são parâmetros que fazem parte das predições de Thornton et al. (1990), esses resultados foram apresentados no material suplementar (Tabela S3 e Figura S1).

4.3. Variação longitudinal ao longo da cascata de reservatórios

Considerando os três reservatórios em sequência, pode-se destacar a similaridade nas características limnológicas entre os três ambientes (Figura 5) assim como demonstrado através da análise de componentes principais (PCA). A transparência da água foi menor nos trechos mais a montante do reservatório e progressivamente aumentou, alcançando os maiores valores nos locais mais próximos da barragem, principalmente no período de estiagem (Figura 5a, b).

A influência de um reservatório sobre o próximo a sua jusante foi visualizada considerando, apenas, as concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 5e, f). Baixas concentrações de oxigênio dissolvido foram mensuradas à montante da UHE Cana Brava (logo a jusante do primeiro reservatório do rio Tocantins), à montante da UHE São Salvador (ou jusante da UHE Cana Brava) e à montante da UHE Peixe Angical (também jusante da UHE São Salvador) (Figura 5e, f). Para os demais parâmetros limnológicos, não foram observadas alteração entre o reservatório mais a montante e o próximo a sua jusante (Figura 5).





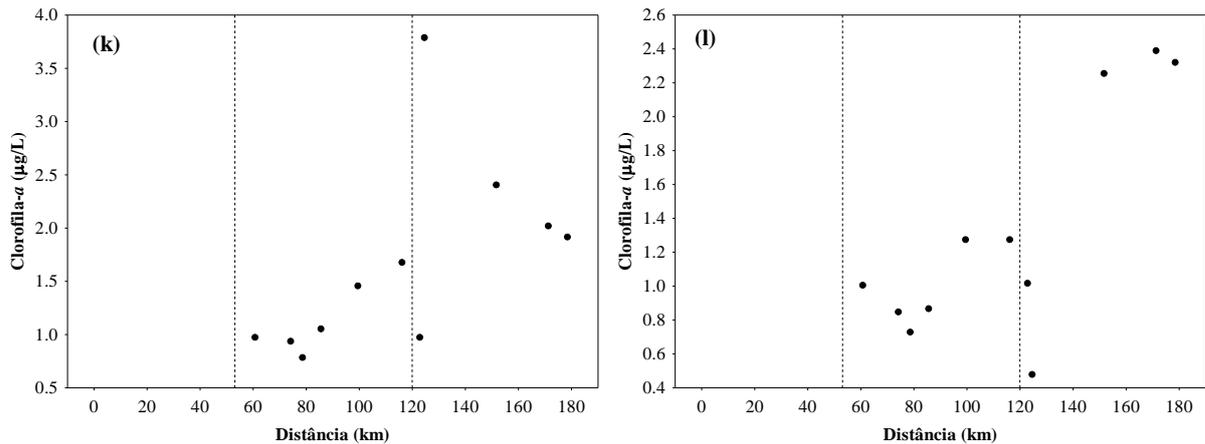


Figura 5 - Variação espacial dos valores de transparência da água (a, b), turbidez (c, d), oxigênio dissolvido (e, f), fósforo total (g, h), nitrogênio total (i, j) e clorofila-*a* (k, l), obtidos em um gradiente longitudinal no rio Tocantins, nos reservatórios da UHE Cana Brava (CB), UHE São Salvador (SS) e UHE Peixe Angical (PA). A linha pontilhada na vertical representa a localização da barragem dos respectivos reservatórios. As figuras a, c, e, g, i, k representam o período de estiagem, enquanto que as figuras b, d, f, h, j, l representam o período de chuvas na região.

5. Discussão

Os três reservatórios analisados apresentaram características oligotróficas (baixos teores de nutrientes, baixos valores de turbidez e baixa biomassa fitoplanctônica, mensurada indiretamente através da concentração de clorofila-*a*). Além disso, a diferenciação lateral, ou seja, entre os eixos centrais dos reservatórios e tributários, é um dos principais fatores que explicam a variação limnológica na área estudada. No entanto, as diferenças ambientais entre reservatórios e tributários foram mais evidentes durante os períodos de chuva. Os resultados obtidos também permitem inferir que as características limnológicas dos tributários não influenciaram substancialmente a qualidade da água no eixo central dos reservatórios, que apresentaram características similares entre os pontos de coleta, independentemente do período de coleta. Gradientes longitudinais (dentro e entre os reservatórios da cascata) não foram, em geral, detectados. Como um todo, esses resultados apresentam importantes implicações conceituais e práticas.

O processo de eutrofização é um dos principais problemas de qualidade de água no Brasil e no mundo (Carpenter, 2005; Smith e Schindler, 2009; Schindler, 2012), mesmo considerando todos os avanços em termos de controle de fontes pontuais e difusa de nutrientes. Os resultados obtidos, por outro lado, sugerem que as taxas de eutrofização nos

reservatórios estudados devem ser baixas. Baixos teores de clorofila-*a* também foram registrados em 21 reservatórios do Estado de Goiás (Carneiro et al., 2014). No entanto, Rangel et al. (2012) demonstraram que outros reservatórios na região do Cerrado Brasileiro variaram de oligotrófico até hipereutrófico.

Com base em uma análise comparativa, o potencial de eutrofização dos reservatórios estudados não pode ser ignorado. Tanto Rangel et al. (2012) e Carneiro et al. (2014) sugerem que, nos reservatórios investigados, a biomassa fitoplanctônica (principal variável indicadora do processo de eutrofização) é fortemente limitada pelos teores de fósforo e por processos hidrológicos (“lavagem” das células fitoplanctônicas e nutrientes). Assim, o retardamento do processo de eutrofização nesses reservatórios e, muito provavelmente, nos reservatórios de Cana Brava, São Salvador e Peixe Angical é dependente do controle de fontes pontuais (e.g., com a construção de estações de tratamento de água) e não pontuais de fósforo (e.g., através de criação de áreas protegidas nos entornos dos reservatórios e práticas agrícolas que reduzem o uso e o transporte de fertilizantes para ecossistemas aquáticos).

A variação limnológica entre tributários e reservatórios tem sido recorrentemente ignorada nos estudos de ecologia aquática. No entanto, vários padrões interessantes podem ser detectados quando essa variação é considerada. No trecho estudado do rio Tocantins, por exemplo, os tributários foram mais influenciados pela sazonalidade, quando comparados com os eixos centrais dos reservatórios. A menor profundidade e menor largura desses tributários propiciam as alterações mais evidentes nas características da água durante o período de chuvas, quando ocorre o escoamento superficial, aumentando a influência do ambiente terrestre sobre o sistema aquático (Pagioro et al., 2005; Cigagna et al., 2016).

Pagioro et al. (2005) também demonstram o aumento nos valores de turbidez e fósforo na água durante o período de chuvas em reservatórios, devido a entrada de material alóctone no ambiente. Independentemente da maior diferenciação limnológica durante o período de chuvas, os resultados sugerem, no entanto, que essa fonte de variação (“lateral”) é tão ou mais importante que aquela que pode ser mensurada longitudinalmente (ver resultados abaixo). Ainda assim, é possível inferir que os mesmos processos de transporte (Ford, 1990), principalmente advecção (i.e., transporte de matéria por um fluxo unidirecional), expliquem as reduções das concentrações de nutrientes e dos valores de turbidez no sentido tributários-eixos centrais dos reservatórios.

Conceitualmente, os estudos em ecologia de reservatórios devem se espelhar, portanto, naqueles desenvolvidos em planícies de inundação uma vez que esses últimos consideram explicitamente a variação lateral (e.g., efeito das inundações sobre os

ecossistemas aquáticos localizados na planície alagável; Junk et al., 1989, Thomaz et al., 2007). Em termos práticos, programas de monitoramento também devem considerar a variação lateral tendo em vista que as entradas de matéria pelos tributários podem impactar a qualidade da água dos reservatórios (Wagner e Zalewski, 2000; Oliver et al., 2014).

Para grande parte das variáveis limnológicas analisadas, inesperadamente, não foi possível detectar os padrões de variação longitudinal preconizados por Thornton et al. (1990). Apesar de haver uma tendência de aumento nos valores de transparência da água (coeficiente angular positivo) e decréscimo nos valores de turbidez (coeficiente angular negativo no período de estiagem) no sentido rio-barragem, esses resultados não foram significativos. A sedimentação do material em suspensão é um dos principais fatores responsáveis pela criação de zonas em reservatórios (Thornton, 1990; Pagioro e Thomaz, 2002; Pagioro et al., 2005). Assim, nas proximidades da barragem, a velocidade do fluxo de água é menor, favorecendo as taxas de sedimentação e proporcionando o aumento da zona eufótica (Thornton et al., 1990). Essas variações de transparência e turbidez, no sentido rio-barragem, foram mais evidentes no período de estiagem (entre os meses maio e outubro), o que demonstra a importância da sazonalidade na variação limnológica.

Provavelmente, durante os períodos chuvosos, a maior vazão de entrada tende a aumentar as concentrações de matéria (e.g., comparar resultados para turbidez e fósforo total durante os dois períodos) e a reduzir a variabilidade espacial de características relacionadas com o regime de luminosidade em reservatórios. Em outras palavras, durante o período de estiagem, a maior estabilidade hidrológica aumenta a taxa de sedimentação e o gradiente limnológico no sentido rio-barragem fica mais evidente. Ainda considerando apenas os tamanhos de efeitos, o aumento das concentrações de clorofila-*a* no sentido rio-barragem coaduna com o aumento da transparência da água nas proximidades da barragem, indicando, mesmo que indiretamente, a importância da transparência no controle da biomassa fitoplanctônica em reservatórios (Kimmel et al., 1990). Resultado similar foi observado em reservatórios dos Estados do Paraná e de São Paulo (Rodrigues et al., 2005).

Considerando os teores de nutrientes e biomassa fitoplanctônica, por outro lado, não foram encontradas evidências para corroborar o modelo de variação longitudinal (i.e., dentro de reservatórios). Especificamente, as concentrações de nutrientes não decresceram no sentido rio-barragem, conforme seria esperado (Kimmel et al., 1990; Thornton et al., 1990). Gradientes abióticos ao longo da cascata de reservatórios (i.e., entre os reservatórios; Armengol, 1977; Straškraba, 1990; Barbosa et al., 1999; Straškraba e Tundisi, 2000) também não foram detectados no trecho superior do rio Tocantins.

A expectativa de decréscimo dessas variáveis ao longo de cascatas de reservatórios é baseada na ideia que os reservatórios localizados a montante funcionariam como retentores de matéria (Barbosa et al., 1999; Maavara et al., 2015). No entanto, os valores de turbidez ou fósforo total não decresceram em direção ao reservatório da UHE Peixe Angical (i.e., o último reservatório da cascata).

Resultados semelhantes foram obtidos em 17 reservatórios do Estado de Goiás por Carneiro (2012). Por exemplo, essa autora estimou baixas correlações entre os teores de fósforo total e a distância em relação à barragem, tanto para reservatórios isolados ($r = 0,39$; $IC_{95\%} = -0,01$ e $0,79$), quanto para reservatórios em cascatas ($r = 0,15$; $IC_{95\%} = -0,41$ e $0,79$). Os resultados obtidos nesse estudo, associados com aqueles obtidos em outras regiões (Carneiro, 2012), sugerem que claros gradientes espaciais ocorreriam principalmente em regiões fortemente impactadas por fontes pontuais e não pontuais de nutrientes (e.g., reservatórios na cascata do rio Tietê; Bini, 1997; Barbosa et al., 1999). Talvez, fortes gradientes longitudinais em reservatórios são mais exceções do que regras.

Alguns autores destacaram que a presença de tributários, ao longo dos reservatórios, poderia influenciar as características limnológicas do ambiente, como fonte alóctone de nutrientes e sólidos em suspensão (Moretto e Nogueira, 2003; Feitosa et al., 2006). Porém, para o trecho avaliado no rio Tocantins, os tributários não influenciaram substancialmente a qualidade da água dos reservatórios, considerando a similaridade entre os pontos de coleta, independentemente do período sazonal. Outros processos que ocorrem internamente (e.g., “internal loading”, efeitos de plantas aquáticas) também poderiam explicar o porquê os gradientes longitudinais não são assim tão recorrentes em reservatórios.

Um parâmetro importante que deve ser considerado nessa discussão é o tempo de residência ou retenção da água. Fussman et al. (2000) realizaram um experimento e sugeriram que o tempo de retenção da água é o parâmetro chave controlador da estrutura de um reservatório. Se o tempo de retenção é alto, gradientes ao longo de reservatórios são mais evidentes, enquanto que em reservatórios com baixo tempo de retenção, esses gradientes são menos pronunciados. Henry et al. (1998) e Straškraba (1999), afirmaram que o tempo de residência da água pode classificar ecologicamente os reservatórios em características próximas a ecossistemas lóticos (quando o tempo de retenção é baixo) e ecossistemas lênticos (quando o tempo de retenção for elevado). Além disso, de acordo ainda com Henry et al. (1998), a zona fluvial, de transição e lacustre podem ser ampliadas ou reduzidas em função do tempo de retenção da água. Algumas estimativas sugerem que o tempo de retenção da água pode ser considerado curto quando for menor que 25 dias e alto quando for maior que 100

dias (Straškraba, 1996; Straškraba e Tundisi, 1999; Wetzel, 2001). Assim, uma possível explicação para a ausência de variação limnológica entre os reservatórios é o baixo tempo de retenção das águas, que seria insuficiente para a sedimentação de sólidos em suspensão e nutrientes adsorvidos (Henry et al., 1998).

Dentre os parâmetros estudados, pode-se destacar as concentrações de oxigênio dissolvido. O oxigênio dissolvido é um dos principais fatores que controlam a distribuição de comunidades aquáticas e processos ecossistêmicos (Soares et al., 2006; Esteves, 2011; Fenchel, 2014; Small et al., 2014). Assim, a maior capacidade de predição para essa variável é um resultado relevante do presente estudo. Em reservatórios, é esperado que a maior variação nas concentrações de oxigênio ocorra verticalmente (baixos teores desse gás nas maiores profundidades, devido, principalmente pela redução da radiação fotossinteticamente ativa, produção primária e aumento das taxas de decomposição da matéria orgânica acumulada; Esteves, 2011).

Os resultados obtidos no presente estudo demonstraram a redução dos teores de oxigênio a jusante das barragens, com posterior aumento nessas concentrações no sentido rio-barragem, independentemente do período. A redução dos teores entre pontos de jusante e montante, muito provavelmente, está relacionada com a maior contribuição de águas turbinadas (menos oxigenadas), quando comparada com a contribuição de águas vertidas (mais oxigenadas), sobre as características das águas dos reservatórios de jusante.

Segundo Naliato et al. (2009), a qualidade da água que é liberada para reservatórios de jusante é resultado das transformações que ocorrem naqueles reservatórios de montante. Nesse contexto, a posição vertical da tomada de água das barragens a montante e a ocorrência e a duração da estratificação térmica são fatores importantes. Assim, a tomada de água do reservatório da UHE Serra da Mesa é na camada mais profunda (região com pouco oxigênio), com a conseqüente liberação dessa água no reservatório a jusante (Cana Brava), e assim consecutivamente. Essa tomada de água mais profunda no reservatório a montante explica as baixas concentrações de oxigênio dissolvido logo à jusante da barragem.

Os resultados apresentados nesse estudo são importantes para a compreensão do funcionamento desses ecossistemas, tendo em vista que as comunidades aquáticas respondem a essas variações limnológicas. Além disso, para o manejo desses ambientes aquáticos, as características particulares de cada um desses reservatórios e seus tributários devem ser levadas em consideração.

6. Referências bibliográficas

- Agostinho, A. A., Júlio-Júnior, H. F., Borguetti, J. R., 1992. Considerações sobre os impactos do represamento na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipú. *Revista Unimar* 14, 89-107.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. *EDUEM*, Maringá.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L.C., 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.
- ANEEL, 2008 (Agência Nacional de Energia Elétrica). > http://www.aneel.gov.br/area.cfm?id_area=106 > Acesso em 25/05/2015.
- APHA- American Public Health Association, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21ed, Byrd Prepress Springfield, Washington.
- Araújo, F. G., Pinto, B. C. T., Teixeira, T. P., 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia* 618, 89–107.
- Armengol, J., 1977. Tipologia dos embalses españoles. In: Seminário sobre médio ambiental y embalses. Anais: Montevideu, Tomo I.
- Barbosa, F. A. R., Padisák, J., Espíndola, E. L. G., Borics, G., Rocha, O., 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the river Tietê basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi, J. G., Straškraba, M. (Eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, Brazilian Academy of Sciences, International Institute of Ecology and Backhuys Publishers, Leiden.
- Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annu. Rev. Entomol.* 19, 441-453.
- Bini, L. M., 1997. Spatial variation of some limnological parameters in Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brazil): a geostatistical approach. *Verhandlungen-Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26, 229-231.

- Carneiro, F.M., 2012. Determinantes da estrutura de comunidades do fitoplâncton em diferentes escalas espaciais. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Ecologia e Evolução.
- Carneiro, F.M., Nabout, J.C., Vieira, L. C. G. Roland, F., Bini, L.M., 2014. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia* 740, 89–99.
- Carpenter, S. R., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 102, 10002–10005.
- Castro, R. M. C., Arcifa, M. S., 1987. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 47, 493-500.
- Cigagna, C., Bonotto, D.M., Camargo, A.F.M., Sturaro, J.R., 2016. Trophic state index (TSI) and physico-chemical characteristics of a shallow reservoir in southeast Brazil. *Environ. Earth. Sci.* 75, 102.
- De Filippo, R., Gomes, E. L., Lens-César, J., Soares, C. B. P., Menezes, C. F. S., 1999. As alterações na qualidade da água durante o enchimento do reservatório de UHE Serra da Mesa – GO. In: Henry, R. (Ed.), *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais*, FUNDIBIO, FAPESP, Botucatu.
- Ellis, L. E., Jones, N. E., 2013. Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environ, Rev.* 21, 136–148.
- Esteves, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ed, Interciência, Rio de Janeiro.
- Fang, Y. P., Deng, W., 2011. The critical scale and section management of cascade hydropower exploitation in Southwestern China. *Energy* 36, 5944-5953.
- Feitosa, M. F., Nogueira, M. G., Vianna, N. C., 2006. Transporte de sedimentos no rio Paranapanema (SP/PR) e seus principais tributários nas estações seca e chuvosa. In: Nogueira, M. G., Henry, R., Jorcin, A. (Eds.), *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*, Rima, São Carlos.
- Fenchel, T., 2014. Protozoa and Oxygen. *Acta Protozoologica* 53, 3-12.
- Fernando, C. H., Holcik, J., 1991. Fish in reservoirs. *Hydrobiologia* 76, 149-167.
- Ford, D. E., 1990. Reservoir transport processes. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L., Payne,

F. E. (Eds.), *Reservoir limnology: ecological perspectives*, Wiley & Sons, New York.

Fussman, G. F., Ellner, S. P., Shertzer, K. W., Hairston, N. G., 2000. Crossing the Hopf Bifurcation in a live predator–prey system. *Science* 290, 1358–1360.

Henry, R., 1995. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. In: Tundisi, J. G., Bicudo, C. E. M., Matsumura-Tundisi, T. (Eds.), *Limnology in Brazil*, Rio de Janeiro.

Henry, R., Nogueira, M. G., 1999. A Represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. In: Henry, R. (Ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*, FAPESP/FUNDIBIO, Botucatu.

Henry, R., Nunes, M. A., Mitsuka, P. M., Lima, N. De, Casanova, S. M. C., 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia* 58, 571-590.

Jackson, D. A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74, 2204-2214.

Júlio Júnior, H. F., Bonecke, C. C., Agostinho, A. A., 1997. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. In: Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (Eds.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*, EDUEM, Maringá.

Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fishers and Aquatic* 106, 110-127.

Kimmel, B. L., Groeger, A. W., 1984. Factors controlling phytoplankton production in lakes and reservoirs: a perspective. In: *Lake and reservoir management*, (EPA 440/5/84-001), U.S. Environmental Protection Agency, Washington.

Kimmel, B. L., Lind, O. T., Paulson, L. J., 1990. Reservoir primary production. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L., Payne, F. E. (Eds.), *Reservoir limnology: ecological perspectives*, Wiley & Sons, New York.

Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. 2 ed, Elsevier Science B.V., Amsterdam.

Maavara, T., Parsons, C. T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürre, H. H., Powley, H. R., Cappellena, P. V., 2015 Global phosphorus retention by river damming. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 112, 15603-15608.

Maitland, O. S., Morgan, N.C., 1997. Human impacts. In: Maitland, P. S., Morgan, N. C. (Eds.), *Conservation management of freshwater habitats: lakes, rivers and wetlands*, Kluwer Acad. Publishers, Boston.

Margalef, R., 1975. Typology of reservoirs. *Verh. Internat. Limnol.* 19, 1841-1848.

Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Omega, Barcelona.

Mbaka, J. G., Mwaniki, M. W., 2015. A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 23, 257-262.

Mccune, B., Mefford, M. J., 1997. *PC-ord, Multivariate analysis of ecological data. Version 3.0* MjM Software Design: Gleneden Beach.

Moretto, E. M., Nogueira, M. G., 2003. Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita Reservoir (São Paulo-Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 15, 27-39.

Naliato, D. A. O., Nogueira, M. G., Perbiche-Neves, G., 2009. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 14, 301-314.

Nilsson, C., Reidy, C. A., Dyrneius, M., Revenga, C., 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405-408.

Nogueira, M. G., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environment compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 431, 115-128.

Nogueira, M. G., 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 455, 1-18.

Nogueira, M. G., Henry, R., Maricatto, F. E., 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 4, 107-120.

Nogueira, M. G., Jorcin, A., Viana, N. C., Britto, Y. C., 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos da limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) - um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: Nogueira, M. G., Henry, R., Jorcin, A. (Eds), *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas de Cascata*, Rima, São Carlos.

Oliver, A. A., Dahlgren, R. A., Deas, M. L., 2014. The upside-down river: Reservoirs, algal blooms, and tributaries affect temporal and spatial patterns in nitrogen and phosphorus in the Klamath River, USA. *Journal of Hydrology* 519, 164-176.

Pagioro, T. A., Thomaz, S. M., 2002. Longitudinal patterns of sedimentation in a deep, monomitic subtropical reservoir Itaipu (Brazil-Paraguay). *Archiv fur Hydrobiologie* 154, 515-528.

Pagioro, T. A., Roberto, M. C., Thomaz, S. M., Pierini, S. A., Taka, M., 2005. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: Rodrigues, L. Thomaz, S.M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (Eds.), *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*, Rima, São Carlos.

Pettesse, M. L., Petrere Júnior, M., 2012. As Barragens e os Peixes: o impacto das grandes hidrelétricas nas espécies dos rios represados. *Ciência Hoje* 49, 30-35.

Pinto-Coelho, R. M., Azevedo, L.M.A., Rizzi, P.E.V., Bezerra-Neto, J. F., Rolla, M. E., 2006. Origens e efeitos do aporte externo de nutrientes em um reservatório tropical de grande porte: Reservatório de São Simão (MG/GO). In: Nogueira, M. G., Henry, R., Jorcin, A. (Eds.), *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em Cascata*, Rima, São Carlos.

Rangel, L. M., Silva, L. H. S., Rosa, P., Roland, F., Huszar, V. L. M., 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693, 13–28.

Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J. G., 2006. *Águas Doces no Brasil*. 3 edição, Escrituras,

São Paulo.

Reis-Pereira, V. L., 2002. Caracterização limnológica dos sistemas aquáticos da área e influência do aproveitamento hidroelétrico de Ipueiras – AHE Ipueiras-TO. Palmas: Relatório Técnico

Rodrigues, L., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., 2005. Biocenoses em Reservatórios: padrões espaciais e temporais. Rima, São Carlos.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H., 2010. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770- 1774.

Santos, J. B. O., Silva, L. H. S., Branco, C. W. C., Huszar, V. L. M., 2016. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia* 764, 171-186.

Schindler, D.W., 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. B.* 279, 4322–4333.

Small, K., Kopf, R. K., Watts, R. J., Howitt, J., 2014. Hypoxia, Blackwater and Fish Kills: Experimental Lethal Oxygen Thresholds in Juvenile Predatory Lowland River Fishes. *PLoS One* 9, e94524.

Smith, V.H., Schindler, D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24, 201-207.

Smith, W. S., Gaeta, E. L., Rocha, O., 2014. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26, 73-88.

Soares, M.G.M., Menezes, N.A., Junk, W.J., 2006. Adaptations of fish species to oxygen depletion in a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* 568, 353-367.

Straškraba, M., 1990. Limnological particularities of multiple reservoir series. *Arch. Hydrobiol. Beith Ergebn. Limnol.* 33, 677-678.

- Straškraba, M., 1994. Vltava cascade as teaching grounds for reservoir limnology. *Wat. Sci. Tech.* 30, 289-297.
- Straškraba, M., 1996. Lake and reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 193-209.
- Straškraba, M., 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: Tundisi, J.G., Straškraba, M. (Eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*, International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos.
- Straškraba, M., Tundisi, J. G., 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. In: Tundisi, J. G., Straškraba, M. (Eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*, Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos.
- Straškraba, M.; Tundisi, J. G., 2000. Gerenciamento da qualidade de águas de represas. In: *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. ILEC, São Carlos.
- Swanson, A.K., Dobrowski, S.Z., Finley, A.O., Thorne, J.H., Schwartz, M.K., 2013. Spatial regression methods capture prediction uncertainty in species distribution model projections through time. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22, 242–251.
- Takeda, A. M., Butakka, C. M. M., Fujita, D. S., Fujita, R. H., Bibian, J. P. R., 2005. Larvas de Chironomidae em cascata de reservatórios no Rio Iguaçu (PR). In Rodrigues, L., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. (Eds.), *Biocenoses em Reservatórios. Padrões espaciais e temporais*, Rima, São Carlos.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., Bozelli, R. L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579, 1-13.
- Thornton, K. W., 1990. Sedimentary processes. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L., Payne, F. E. (Eds.), *Reservoir limnology: ecological perspectives*, Wiley & Sons, New York.
- Tundisi, J. G., 2003. Plano de gerenciamento e otimização de usos múltiplos da bacia hidrográfica e do reservatório da UHE Luiz Eduardo Magalhães. IIE/IEEGA: FINEP (1º relatório).
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T., 2008. *Limnologia. Oficina de Textos*, São Paulo.

- Tundisi, J. G., Straškraba, M., 1999. Theoretical Reservoir ecology and its applications. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–137.
- Wagner, I., Zalewski, M., 2000. Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic processes in a lowland reservoir: consequences for restoration. *Ecological Engineering* 16, 79-90.
- Ward, W., Stanford, J. A., 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T. D., Bartell, S. M. (Eds.), *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Ann Arbor Scientific Publishers.
- Wetzel, R. G., 1993. *Limnology*. W. B. Saunders Company: Toronto.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. 3^a ed. Academic Press, San Diego.
- Zanata, L. H., Espíndola, E. L. G., 2002. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Brazilian Journal of Biology* 62, 347-361.
- Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Science* 77, 161-170.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer.

Material Suplementar

Tabela S1 - Valores médios, mínimos (Min.), máximos (Max.) e desvio padrão (D.P.) obtidos para as variáveis limnológicas, no eixo central dos reservatórios estudados ao longo do rio Tocantins, no período de estiagem e chuvas.

	Estiagem				Chuvas			
	Média	Mínimo	Máximo	D.P.	Média	Mínimo	Máximo	D.P.
UHE Cana Brava								
Temperatura da água (°C)	27,77	25,0	30,3	1,362	28,578	22,0	31,7	1,908
Transparência da água (m)	3,53	2,1	5,7	0,871	3,034	1,0	5,0	1,045
Turbidez (NTU)	1,39	<0,1	2,5	0,743	2,398	0,5	8,4	2,002
pH	7,85	7,1	8,9	0,410	7,765	7,4	8,2	0,174
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,37	3,9	8,6	1,275	6,322	3,1	8,5	1,395
Condutividade elétrica (µS/cm)	82,28	70,5	92,0	5,057	80,553	66,9	90,0	6,358
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	41,19	35,0	47,0	3,069	40,238	34,6	47,0	3,418
Alcalinidade (mg/L)	44,81	42,0	55,0	2,507	41,938	31,0	55,0	8,072
Fósforo total (mg/L)	0,0020	<0,001	0,018	0,004	0,0075	<0,001	0,022	0,006
Orto-fosfato (mg/L)	0,0007	<0,001	0,008	0,002	0,0032	<0,001	0,013	0,004
Nitrato (mg/L)	0,1625	<0,1	0,500	0,136	0,1969	<0,1	0,500	0,147
Nitrito (mg/L)	0,0031	0,001	0,004	0,001	0,0026	<0,001	0,008	0,001
N-amoniaco (mg/L)	0,1194	<0,01	1,150	0,217	0,0716	<0,01	0,280	0,076
N-total (mg/L)	0,3725	0,114	1,153	0,213	0,5336	0,002	0,963	0,231
DBO ₅ (mg/L)	1,150	0,1	2,7	0,746	1,366	<0,1	4,3	0,817
Clorofila-a (µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
UHE São Salvador								
Temperatura da água (°C)	27,43	26,0	29,6	1,000	27,80	22,0	31,0	1,594
Transparência da água (m)	3,23	0,9	6,0	0,873	1,94	0,4	3,8	0,987
Turbidez (NTU)	1,80	0,0	7,2	1,336	6,65	<0,1	40,1	8,777
pH	7,72	6,9	8,7	0,450	7,66	7,0	8,6	0,345
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,87	4,4	8,1	0,842	5,66	4,9	7,4	0,614
Condutividade elétrica (µS/cm)	83,91	70,0	120,0	7,937	75,12	62,0	85,0	6,579
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	42,11	36,6	60,0	3,737	37,17	31,0	42,0	3,139
Alcalinidade (mg/L)	46,39	41,0	70,0	4,401	38,45	26,0	53,0	7,382
Fósforo total (mg/L)	0,0032	<0,001	0,066	0,010	0,0048	<0,001	0,024	0,006
Orto-fosfato (mg/L)	0,0004	<0,001	0,009	0,002	0,0005	<0,001	0,007	0,001
Nitrato (mg/L)	0,1490	<0,1	0,400	0,114	0,2357	<0,1	0,800	0,164
Nitrito (mg/L)	0,0029	<0,001	0,006	0,002	0,0026	<0,001	0,006	0,002
N-amoniaco (mg/L)	0,1402	<0,01	1,590	0,246	0,0924	<0,01	0,260	0,066
N-total (mg/L)	0,4759	0,082	2,194	0,352	0,4807	0,102	0,972	0,240
DBO ₅ (mg/L)	1,076	0,1	3,0	0,834	1,350	0,1	4,0	0,930
Clorofila-a (µg/L)	1,122	<0,01	3,549	0,595	1,001	<0,01	2,457	0,664

	Estiagem				Chuvas			
	Média	Mínimo	Máximo	D.P.	Média	Mínimo	Máximo	D.P.
UHE Peixe Angical								
Temperatura da água (°C)	28,64	27,0	39,5	2,644	28,83	27,0	31,1	1,218
Transparência da água (m)	4,07	1,5	6,1	1,001	2,51	1,0	4,1	1,179
Turbidez (NTU)	0,91	<0,1	3,0	0,746	4,21	0,8	11,0	3,345
pH	8,00	7,1	8,7	0,441	7,59	6,2	8,0	0,451
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,03	5,9	8,1	0,523	6,47	5,1	7,8	0,828
Condutividade elétrica (µS/cm)	81,11	72,0	87,0	3,798	78,79	71,3	98,0	7,535
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	40,98	36,0	46,0	2,597	39,28	34,7	50,0	3,715
Alcalinidade (mg/L)	43,60	40,0	47,0	2,257	38,81	29,0	48,0	5,695
Fósforo total (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	0,000	0,0051	<0,001	0,025	0,008
Orto-fosfato (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	0,000	0,0015	<0,001	0,009	0,003
Nitrato (mg/L)	0,1050	<0,1	0,300	0,089	0,2625	<0,1	0,600	0,186
Nitrito (mg/L)	0,0030	0,001	0,005	0,001	0,0040	0,003	0,006	0,001
N-amoniaco (mg/L)	0,0480	<0,01	0,130	0,041	0,0550	<0,01	0,130	0,043
N-total (mg/L)	0,2030	0,030	0,390	0,115	0,3363	0,010	0,690	0,250
DBO ₅ (mg/L)	1,115	0,1	3,4	1,021	1,331	<0,1	3,9	1,104
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	2,531	0,546	12,116	2,355	1,860	<0,01	3,549	1,364

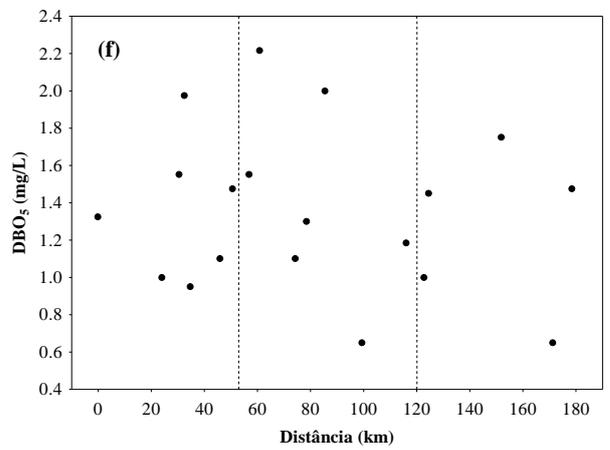
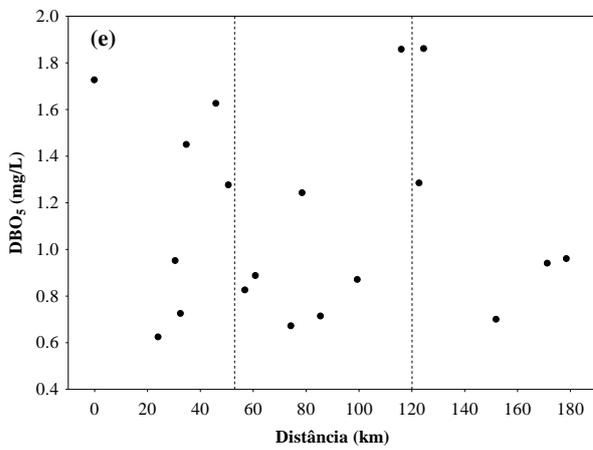
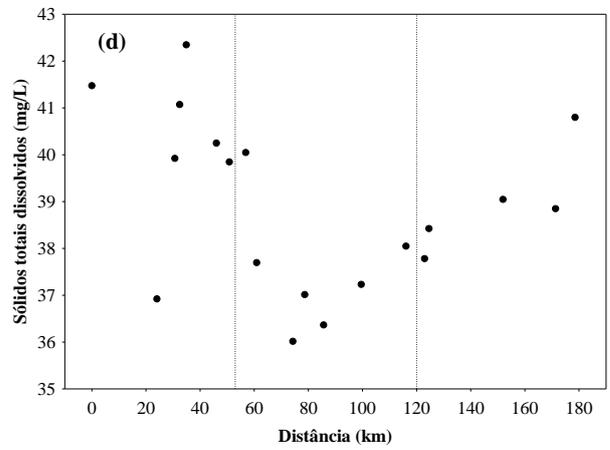
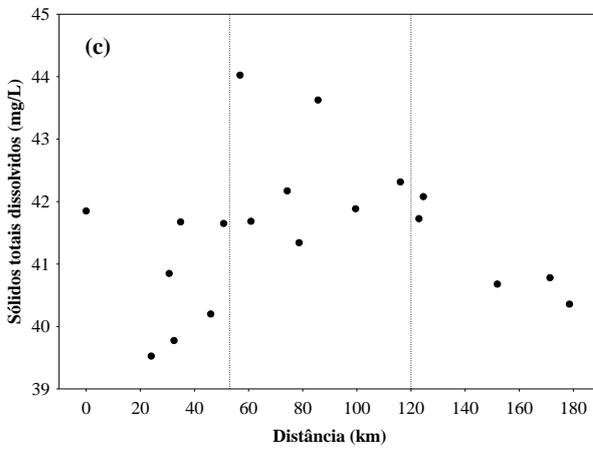
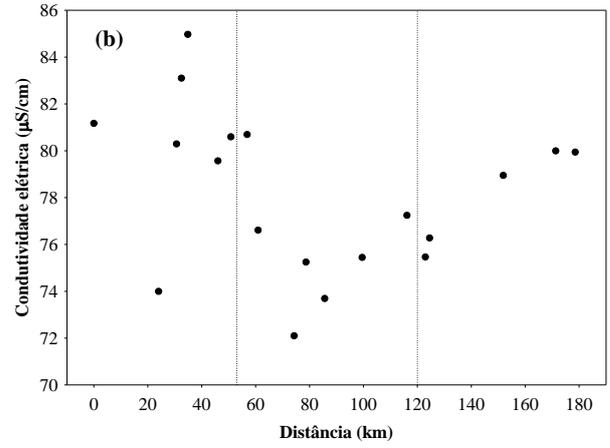
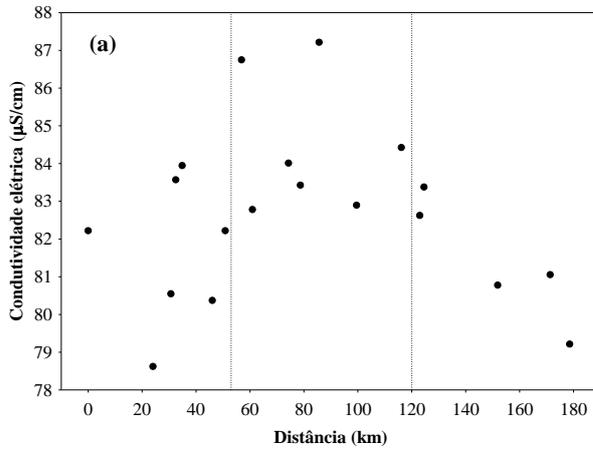
Tabela S2 - Valores médios, mínimos (Min.), máximos (Max.) e desvio padrão (D.P.) obtidos para as variáveis limnológicas, nos tributários estudados ao longo do rio Tocantins, no período de estiagem e chuvas.

	Estiagem				Chuvas			
	Média	Mínimo	Máximo	D.P.	Média	Mínimo	Máximo	D.P.
UHE Cana Brava								
Temperatura da água (°C)	25,66	23,0	29,3	1,938	28,07	25,3	31,2	1,666
Transparência da água (m)	1,09	0,1	3,4	1,176	1,70	0,5	4,1	1,336
Turbidez (NTU)	47,90	<0,1	542,0	133,633	12,80	1,4	59,3	18,102
pH	7,85	7,0	8,4	0,407	7,75	7,0	8,2	0,333
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,96	5,7	8,9	0,797	6,93	5,2	8,2	0,910
Condutividade elétrica (µS/cm)	79,80	15,0	165,0	46,402	95,39	28,4	200,0	50,005
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	39,70	7,0	82,0	22,911	48,23	14,3	103,0	25,662
Alcalinidade (mg/L)	41,73	10,0	85,0	20,973	48,69	16,0	90,0	22,446
Fósforo total (mg/L)	0,0270	<0,001	0,230	0,058	0,0168	<0,001	0,058	0,017
Orto-fosfato (mg/L)	0,0093	<0,001	0,071	0,019	0,0071	<0,001	0,033	0,010
Nitrato (mg/L)	0,4375	<0,1	1,600	0,466	0,3813	<0,1	1,000	0,279
Nitrito (mg/L)	0,0023	<0,001	0,006	0,002	0,0036	<0,001	0,022	0,005
N-amoniaco (mg/L)	0,2463	<0,01	2,220	0,539	0,2150	<0,01	0,650	0,174
N-total (mg/L)	0,9985	0,144	4,620	1,048	0,7499	0,203	1,671	0,452
DBO ₅ (mg/L)	1,981	0,3	5,4	1,510	1,294	0,6	2,5	0,477
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	-	-	-	-	-	-	-	-
UHE São Salvador								
Temperatura da água (°C)	27,14	20,0	32,2	3,035	25,67	23,0	31,3	1,621
Transparência da água (m)	1,45	0,4	4,0	0,796	0,50	0,1	2,1	0,527
Turbidez (NTU)	3,92	<0,1	25,1	4,703	93,46	1,8	525,0	120,097
pH	7,99	7,1	8,9	0,449	7,76	7,4	8,4	0,230
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,82	5,0	8,5	0,948	6,63	5,3	8,5	0,782
Condutividade elétrica (µS/cm)	128,08	75,0	260,0	52,316	87,44	19,4	177,0	42,493
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	65,20	37,3	137,0	27,367	43,51	9,7	88,0	21,253
Alcalinidade (mg/L)	76,03	44,0	160,0	32,619	43,30	14,0	80,0	19,106
Fósforo total (mg/L)	0,0132	<0,001	0,069	0,016	0,0770	<0,001	0,432	0,100
Orto-fosfato (mg/L)	0,0012	<0,001	0,007	0,002	0,0087	<0,001	0,021	0,007
Nitrato (mg/L)	0,1314	<0,1	0,400	0,121	0,5733	<0,1	2,500	0,567
Nitrito (mg/L)	0,0027	<0,001	0,007	0,002	0,0038	<0,001	0,020	0,004
N-amoniaco (mg/L)	0,1351	<0,01	0,740	0,143	0,4663	0,020	2,000	0,390
N-total (mg/L)	0,4461	0,101	1,041	0,234	1,1968	0,260	4,901	0,946
DBO ₅ (mg/L)	1,763	0,1	4,8	1,250	2,143	0,3	4,3	0,902
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	2,012	<0,01	12,833	2,898	0,979	<0,01	3,553	1,045

	Estiagem				Chuvas			
	Média	Mínimo	Máximo	D.P.	Média	Mínimo	Máximo	D.P.
UHE Peixe Angical								
Temperatura da água (°C)	28,10	26,0	29,4	0,903	28,89	28,0	31,0	1,066
Transparência da água (m)	3,43	1,3	5,5	1,211	2,80	1,4	4,0	0,962
Turbidez (NTU)	1,14	<0,1	4,5	1,221	2,04	0,6	6,0	1,770
pH	7,96	7,1	8,3	0,374	7,76	7,5	8,0	0,154
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,22	6,2	8,3	0,635	6,57	5,5	8,8	1,032
Condutividade elétrica (µS/cm)	77,92	69,0	83,0	4,432	75,41	65,0	87,0	7,720
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	38,93	26,0	43,0	4,919	37,61	32,0	44,0	4,158
Alcalinidade (mg/L)	43,00	40,0	47,0	2,494	38,13	28,0	43,0	5,540
Fósforo total (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	0,000	0,0024	<0,001	0,012	0,005
Orto-fosfato (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	0,000	0,0003	<0,001	0,002	0,001
Nitrato (mg/L)	0,1300	<0,1	0,30000	0,116	0,5250	<0,1	2,400	0,778
Nitrito (mg/L)	0,0027	<0,001	0,00400	0,001	0,0033	0,002	0,005	0,001
N-amoniaco (mg/L)	0,0450	<0,01	0,12000	0,035	0,0388	<0,01	0,100	0,036
N-total (mg/L)	0,3577	0,103	0,66400	0,179	0,8045	0,132	2,605	0,785
DBO ₅ (mg/L)	1,160	0,2	2,4	0,902	1,063	<0,1	3,2	1,173
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	2,676	1,092	5,461	1,617	2,628	1,092	4,915	1,229

Tabela S3 - Resultados obtidos através dos modelos lineares mistos (LMM), para alguns parâmetros limnológicos. Esses modelos avaliaram a relação entre as variáveis limnológicas e a distância geográfica (modelos fixos) e a variação entre os interceptos em cada reservatório (modelos aleatórios).

		Efeitos aleatórios	Efeitos fixos				
Estiagem		Variância	Estimativas	E.P.	<i>g.l.</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
Condutividade elétrica	Intercepto	1,368	83,33	0,976	2,7	85,41	<0,001
	Coefficiente angular	0,00018	-0,028	0,022	6,4	-1,26	0,25
STD	Intercepto	0,44	41,94	0,524	2,5	79,95	<0,001
	Coefficiente angular	0,000011	-0,017	0,011	11,2	-1,59	0,139
DBO ₅	Intercepto	0,132	1,13	0,26	2,2	4,34	0,039
	Coefficiente angular	0,00012	-0,00002	0,0079	2,2	-0,003	0,998
Orto-fosfato	Intercepto	0,00000003	0,0003	0,0002	5,4	1,21	0,276
	Coefficiente angular	0,000000000008	0,000004	0,000007	10,0	0,64	0,538
Nitrato	Intercepto	0,0008	0,146	0,0208	1,8	7,03	0,027
	Coefficiente angular	0,000002	-0,00017	0,00091	1,8	-0,18	0,872
N-amoniacal	Intercepto	0,0059	0,145	0,0498	2,1	2,91	0,095
	Coefficiente angular	0,000002	-0,0014	0,001	2,2	-1,35	0,301
Chuva		Variância	Estimativas	E.P.	<i>g.l.</i>	<i>t</i>	<i>P</i>
Condutividade elétrica	Intercepto	1,121	77,230	1,306	3,7	59,13	<0,001
	Coefficiente angular	0,0011	0,033	0,0396	3,4	0,83	0,459
STD	Intercepto	0,880	38,656	0,805	2,3	48,04	<0,001
	Coefficiente angular	0,00014	0,009	0,019	5,1	0,46	0,665
DBO ₅	Intercepto	0,0036	1,51	0,175	2,3	8,61	0,008
	Coefficiente angular	0,000003	-0,0058	0,005	2,6	-1,10	0,361
Orto-fosfato	Intercepto	0,000000026	0,0015	0,0004	8,3	3,37	0,009
	Coefficiente angular	0,000000001	0,000012	0,00002	1,9	0,52	0,658
Nitrato	Intercepto	0,00005	0,246	0,0202	9,1	12,15	<0,001
	Coefficiente angular	0,0000003	-0,0007	0,0007	3,9	-1,02	0,366
N-amoniacal	Intercepto	0,0002	0,0838	0,013	2,8	6,43	0,009
	Coefficiente angular	0,0000000007	-0,00033	0,0003	15,0	-0,99	0,333



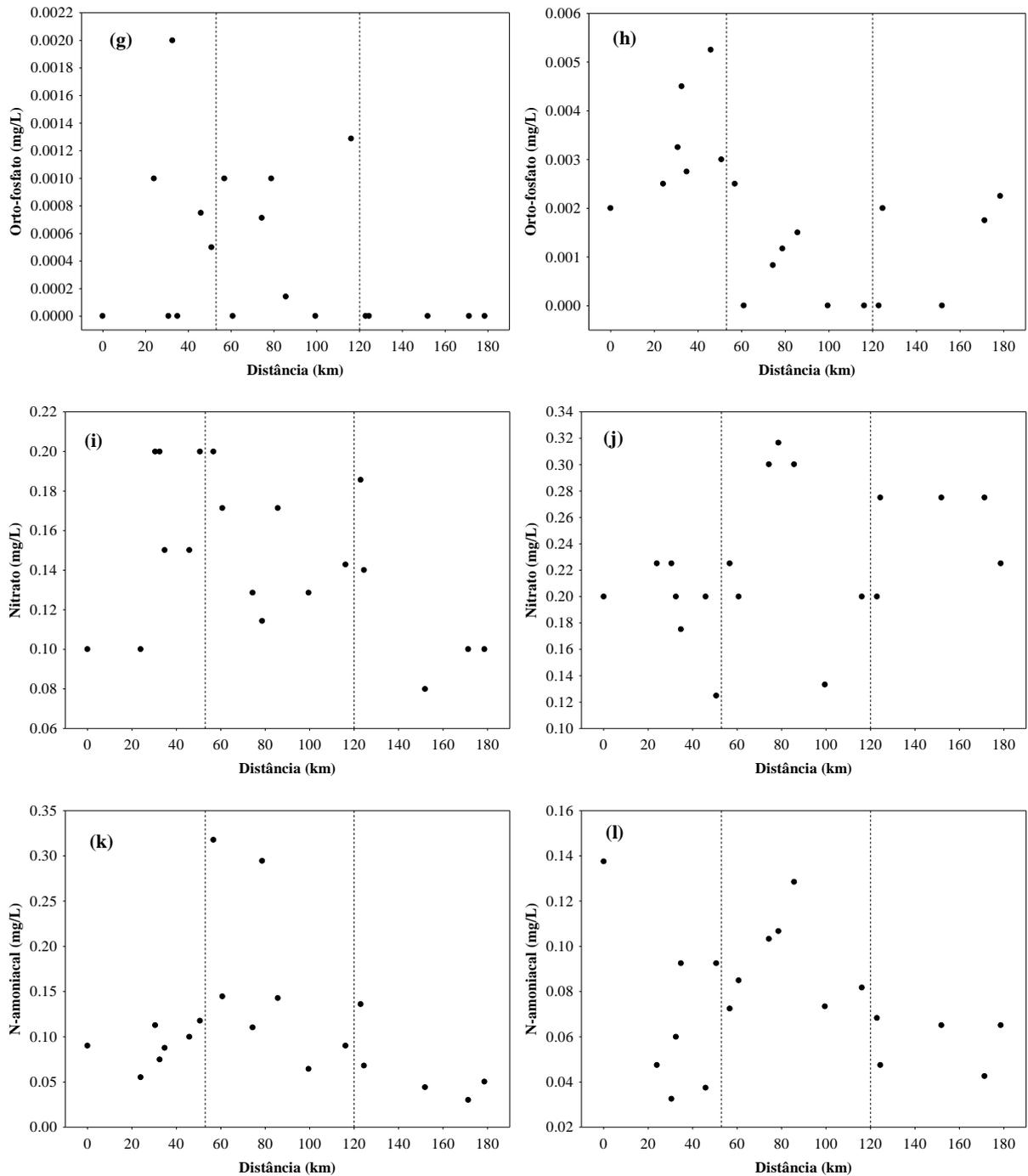


Figura S1 - Variação espacial dos valores de condutividade elétrica (a, b), sólidos totais dissolvidos (c, d), DBO5 (e, f), orto-fosfato (g, h), nitrato (i, j) e nitrogênio amoniacoal (k, l), obtidos em um gradiente longitudinal no rio Tocantins, nos reservatórios da UHE Cana Brava (CB), UHE São Salvador (SS) e UHE Peixe Angical (PA). A linha pontilhada na vertical representa a localização da barragem dos respectivos reservatórios. As figuras a, c, e, g, i, k, representam o período de estiagem, enquanto que as figuras b, d, f, h, j, l, representam o período de chuvas na região.