

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA

Lígia Araújo Silva

Degradação biológica da matéria orgânica dissolvida em seis reservatórios tropicais

Juiz de Fora

2020

Lígia Araújo Silva

Degradação biológica da matéria orgânica dissolvida em seis reservatórios tropicais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

Orientador: Prof. Dr. André Megali Amado

Juiz de Fora

2020

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Silva, Ltgia Araújo .

Degradação biológica da matéria orgânica dissolvida em seis reservatórios tropicais / Ltgia Araújo Silva. -- 2020.

73 f. : il.

Orientador: André Megali Amado

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2020.

1. Bactérias heterotróficas. 2. Reservatórios. 3. Degradação. 4. Matéria orgânica dissolvida. 5. Nutrientes. I. Amado, André Megali, orient. II. Título.

Lígia Araújo Silva

Degradação da matéria orgânica em seis reservatórios tropicais

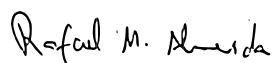
Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

Aprovada em 26 de junho de 2020.



Prof. Dr. André Megali Amado

Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF



Prof. Dr. Rafael Marques Almeida
Cornell University



Prof. Dra. Simone Jaqueline Cardoso
Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF

Dedico essa dissertação a todos os pesquisadores brasileiros, que seguem resistindo aos tempos obscuros que se instalaram no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Cristina e Fernando, por todo o amor, cuidado, apoio e incentivo ao longo de todos esses anos. Sem eles, nada disso seria possível. Agradeço aos meus avós, pelo carinho e por sempre acreditarem em mim. Ao meu padrasto Aurélio, pelo carinho e bom humor de sempre, e por me tratar como uma filha. Ao meu irmão Fernando e ao meu sobrinho Artur, amor da minha vida. Ao meu namorado Alex, pela amizade, amor, companheirismo e incentivo.

Ao meu orientador André, por toda a dedicação, atenção, ensinamentos, por todo o apoio e palavras de incentivo, especialmente na reta final.

Aos amigos do LEA, em especial ao Gladson, que além de ter me ajudado em todas as análises, também contribuiu para tornar esse momento mais leve, através de seu bom humor. Agradeço à Ane, Bárbara e Nath Resende pela amizade. À Gabi, Natália Mendonça e Zé, pela ajuda com os dados. À Ingrid, pela ajuda com os experimentos de DBO. Ao Rafael Almeida, pelas sugestões e contribuições. E a todos os professores, em especial à Simone, pela ajuda com a estatística, pelas contribuições e por ser um exemplo de pessoa e profissional.

A minha querida amiga de todas as horas, Suênia, que esteve comigo desde o princípio. Obrigada por estar ao meu lado nos momentos mais divertidos e também por ser meu porto-seguro nas horas mais difíceis. A Sheila, pela amizade, atenção e pelos bons conselhos que sempre me dá. Ao Yuri, pela ajuda com a estatística.

Aos meus amigos de sempre e de todas as horas, Camilla, Luiza, Michelle, Tamires e Vitor. Obrigada por serem quem são e por fazerem parte da minha vida, ainda que estejamos distantes fisicamente.

Agradeço também a UFJF por todas as oportunidades e por ter sido minha segunda casa desde 2012 e ao PGECOL, em especial ao professor Nathan e as secretárias Rose e Priscila.

Por fim, agradeço a todos os professores que fizeram parte da minha formação desde o jardim de infância até a pós-graduação.

Agir: eis a inteligência verdadeira

Serei o que quiser, mas tenho que querer o que for

O êxito está em ter êxito, e não em ter condições de êxito

Condições de palácio têm qualquer terra larga

Mas onde estará o palácio se não o fizerem ali?

Fernando Pessoa

RESUMO

Bactérias heterotróficas desempenham um papel central na degradação da matéria orgânica dissolvida (MOD) e ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos. Seu metabolismo pode ser afetado por diversos fatores, como origem e qualidade da MOD, concentração de nutrientes inorgânicos, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, entre outros. Os reservatórios, ecossistemas artificiais construídos com finalidades específicas, como abastecimento e geração de energia elétrica, apresentam diferentes compartimentos com características únicas ao longo de sua extensão, denominados rio, transição e barragem. Nossa hipótese é de que a degradação da MOD seja maior na região da barragem e nos reservatórios com maior estado trófico, por apresentarem uma fonte de carbono mais lábil para as bactérias. Para testar essa hipótese, foram realizados dois experimentos: um de curta duração, para avaliar a degradação da MOD através do consumo de oxigênio, e um de longa duração, para avaliar a ciclagem de nutrientes ao longo do tempo. Nem o estado trófico nem a compartimentalização causaram efeito nos parâmetros analisados, possivelmente por influência dos tempos de retenção hidráulica relativamente baixos, fazendo com que a influência do rio seja maior em relação aos outros compartimentos. No entanto, nos dois experimentos, observamos que tanto a degradação da MOD quanto a ciclagem dos nutrientes foram maiores nos reservatórios de acumulação em comparação aos reservatórios a fio d'água, possivelmente pelo fato de que a MOD mais lábil encontrada nos primeiros reservatórios esteja sofrendo processos de reciclagem interna, como humificação.

Palavras-chave: bactérias heterotróficas; reservatórios; degradação; matéria orgânica dissolvida; nutrientes.

ABSTRACT

Heterotrophic bacteria play a central role in the degradation of dissolved organic matter (DOM) and nutrient cycling in aquatic ecosystems. Their metabolism can be affected by several factors, such as origin and quality of DOM, concentration of organic nutrients, temperature, concentration of dissolved oxygen, among others. Reservoirs are artificial ecosystems built for specific purposes, such as water suppliers and electricity generation. Reservoirs have different compartments with unique characteristics, named as river, transition and dam. Our hypothesis is that DOM degradation is higher in the dam region and into the reservoirs with the highest trophic status, as they present more labile carbon sources for bacterias. To test this hypothesis, two experiments were carried out: one of short time incubation, to assess the degradation of DOM through oxygen consumption, and one of long time incubation, to evaluate the nutrients cycling over time. Neither the trophic state nor the compartmentalization had any effect on the analyzed parameters, possibly due to the influence of the relatively low hydraulic retention times, making the influence of the river greater in relation to the other compartments. However, in two experiments, we observed that both DOM degradation and the nutrient cycling were greater in the accumulation reservoirs compared to the run-of-river reservoirs, possibly due to the fact that the more labile DOM found in the first reservoirs used has undergone internal recycling processes, such as humification.

Keywords: heterotrophic bacteria; reservoir; degradation; dissolved organic matter; nutrients.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	-	Figura esquemática da compartimentalização em reservatórios. Fonte: Thornton <i>et al.</i> , 1990 (adaptada de Omar, 2015)	17
Figura 2	-	Localização dos pontos amostrais no reservatório de Chapéu D'Uvas (CDU). Fonte: Google Earth (2020)	26
Figura 3	-	Localização dos pontos amostrais no reservatório de Funil. Fonte: Google Earth (2020)	28
Figura 4	-	Localização dos pontos amostrais no reservatório de Manacás. Fonte: Google Earth (2020)	29
Figura 5	-	Localização dos pontos amostrais no reservatório de Monte Serrat. Fonte: Google Earth (2020)	31
Figura 6	-	Localização dos pontos amostrais no reservatório de Bonfante. Fonte: Google Earth (2020)	32
Figura 7	-	Localização dos pontos amostrais no reservatório de Santa Fé. Fonte: Google Earth (2020)	33
Figura 8	-	Equipamento Unisense e amostras de DBO. Fonte: Acervo pessoal	36
Figura 9	-	Amostras incubadas. Fonte: Acervo pessoal	37
Figura 10	-	Taxa de degradação da MOD nos compartimentos e nos reservatórios	46
Figura 11	-	Tempo de meia vida nos compartimentos e nos reservatórios	47
Figura 12	-	Cor da água ao longo do tempo nos reservatórios de acumulação e nos reservatórios a fio d'água	48
Figura 13	-	Concentração de carbono ao longo do tempo nos reservatórios de acumulação e nos reservatórios a fio d'água	48
Figura 14	-	Concentração de nitrogênio ao longo do tempo nos reservatórios de acumulação e nos reservatórios a fio d'água	49

Figura 15	-	Concentração de fósforo ao longo do tempo nos reservatórios de acumulação e nos reservatórios a fio d'água	50
Figura 16	-	Degradação do carbono (%) nos compartimentos e nos reservatórios ..	51
Figura 17	-	Degradação do nitrogênio (%) nos compartimentos e nos reservatórios	52
Figura 18	-	Degradação do fósforo (%) nos compartimentos e nos reservatórios ...	53
Figura 19	-	Análise de Componentes Principais (PCA) nos seis reservatórios e seus respectivos compartimentos	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	-	Características morfométricas dos reservatórios	33
Tabela 2	-	Variáveis ambientais dos compartimentos	44
Tabela 3	-	Variáveis ambientais dos reservatórios	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABS	Absorbância
BAR	Barragem
BONF	Bonfante
C/COD	Carbono orgânico dissolvido
CDU	Chapéu D'Uvas
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
FUN	Funil
MAN	Manacás
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MOP	Matéria orgânica particulada
MS	Monte Serrat
N/NT	Nitrogênio total
P	Fósforo inorgânico (ortofosfato)
PB	Produção bacteriana
PCH	Pequenas Centrais Hidrelétricas
RB	Respiração bacteriana
SF	Santa Fé
TRANS	Transição
TRH	Tempo de retenção hidráulica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.2	TIPOS DE RESERVATÓRIOS	16
1.3	MATÉRIA ORGÂNICA	18
1.4	BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS	20
1.5	OBJETIVO GERAL	23
1.6	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
2	MATERIAIS E MÉTODOS	24
2.1.1	CHAPÉU D’UVAS (CDU)	25
2.1.2	FUNIL (FUN)	27
2.1.3	MANACÁS (MAN).....	28
2.1.4	MONTE SERRAT (MS)	30
2.1.5	BONFANTE (BONF)	30
2.1.6	SANTA FÉ (SF)	30
2.2	AMOSTRAGEM	33
2.3	COLETA E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS	34
2.4	DESENHO EXPERIMENTAL	34
2.5	EXPERIMENTO 1: DEGRADAÇÃO DA MOD	35
2.6	EXPERIMENTO 2: DINÂMICA DE NUTRIENTES	37
2.7	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	38
3	RESULTADOS	40
3.1	EXPERIMENTO 1: DEGRADAÇÃO DA MOD	46
3.2	EXPERIMENTO 2: DINÂMICA DE NUTRIENTES	47

4	DISCUSSÃO	55
5	CONCLUSÕES	60
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61

1 INTRODUÇÃO

Ecossistemas de água doce são redes complexas que se estendem das nascentes aos estuários e incluem uma ampla variedade de habitats, como lagos, rios, córregos, lagoas e reservatórios (ESTEVES, 2011). Sua estrutura, função e composição são influenciados por processos internos e externos, como os processos que ocorrem nos ecossistemas terrestres ao seu redor (KUEMERLEN et al., 2015). Esses ecossistemas são responsáveis por oferecer uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos: contribuem para a regularização do clima, subsidiam a ciclagem de nutrientes, servem como habitat para uma diversidade de espécies, entre outros (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; CASTELLO & MACEDO, 2016). Além disso, podem ser considerados “biorreatores” no ciclo global do carbono, uma vez que processam uma grande quantidade deste nutriente contido na matéria orgânica (COLE et al., 2007, TRANVIK et al., 2009; AMADO et al., 2013).

Os ecossistemas de água doce podem ser classificados em dois grupos, de acordo com o grau de mobilidade de suas águas: ecossistemas lóticos referem-se a ambientes relativos a águas continentais moventes (e.g. riachos, rios, etc) e ecossistemas lênticos correspondem à “água parada, lenta ou estagnada” (e.g. lagos, lagoas, brejos, etc). Por fim, podem ser categorizados quanto à sua origem entre: naturais, sendo os ecossistemas formados independente da ação humana, ou: artificiais, quando são construídos para finalidades específicas (ESTEVES, 2011).

As características físico-químicas dos ecossistemas lóticos são determinadas principalmente pelo fluxo horizontal de água da nascente em direção à foz e por parâmetros como velocidade da correnteza, profundidade, largura, turbulência, mistura das camadas de água, turbidez, e concentração de oxigênio (VANNOTE et al., 1980). Todas essas características influenciam diretamente os processos ecológicos de transporte de energia e ciclagem da matéria. Além disso, são considerados ecossistemas “abertos”, uma vez que sofrem grande influência dos ecossistemas terrestres ao seu redor, especialmente os rios de menor ordem. Possuem estrutura tridimensional (longitudinal, lateral e vertical). Ward (1989) também sugere que, além das três dimensões espaciais, o tempo também seja um importante direcionador dos processos que ocorrem nestes ecossistemas (MARGALEF, 1983; KIMMEL et al., 1990; WILLIAMS & FELTMATE, 1992; PETTS, 2000).

Os ecossistemas lênticos tem como principal característica a ausência de correnteza e quase nenhuma movimentação natural da água. Estes ecossistemas estão sujeitos à ocorrência de um processo conhecido como estratificação térmica, que consiste na formação de camadas verticais de água, decorrente da diferença de densidade provocada pela radiação solar. Além da entrada de calor na forma de radiação solar, para que a estratificação ocorra também são necessários uma morfologia propícia do corpo hídrico e um alto tempo de residência hidráulica (TRH), que se refere ao tempo em que uma massa de água permanece no lago (ou reservatório) desde sua entrada até sua saída (PORTO et al., 1991; CRUZ et al., 2012).

Os reservatórios, ecossistemas aquáticos artificiais, são ambientes que apresentam um regime hidrodinâmico particular, podendo ser entendido como intermediário entre os ecossistemas lóticos e lênticos. São formados a partir do represamento de um rio, em decorrência da construção de barragens. As principais finalidades destes sistemas são abastecimento humano, controle de enchentes, irrigação e geração de energia elétrica (POFF et al., 1997; WETZEL, 2001; VAN LOOY et al., 2014). O funcionamento destes ecossistemas tende a ser controlado por fatores como precipitação, vazão e pelo tempo de residência da água (CALIJURI, 1988); sendo que o tempo de residência também pode afetar a ciclagem e acúmulo de nutrientes, o crescimento do fitoplâncton e de macrófitas e o estado trófico do reservatório (PORTO et al., 1991).

1.2 TIPOS DE RESERVATÓRIOS

Existem dois tipos básicos de reservatórios, caracterizados de acordo com seu tipo de funcionamento (vazão/retenção): reservatórios de acumulação e reservatórios a fio d'água. Os reservatórios de acumulação geralmente apresentam um formato dendrítico e maior profundidade, além de ter um tempo de residência mais elevado. Já os reservatórios a fio d'água possuem um formato mais simples e profundidade não muito elevada e, geralmente, apresentam baixo tempo de residência (KELMAN et al., 1999; STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Os reservatórios também podem estar dispostos em cascata, i.e., serem construídos dentro de um mesmo rio, geralmente formando um gradiente trófico, uma vez que a concentração de nutrientes tende a diminuir a partir da montante em direção à jusante (BARBOSA et al., 1999).

Ao longo dos reservatórios, é possível distinguir três zonas distintas: rio, transição e barragem (THORNTON et al., 1990) (Figura 1). Cada uma delas apresenta particularidades que as diferenciam entre si em relação às características físicas, químicas e biológicas (FORD, 1990; VELHO et al., 2001; MORENO-OSTOS et al., 2008; WANG et al., 2011).

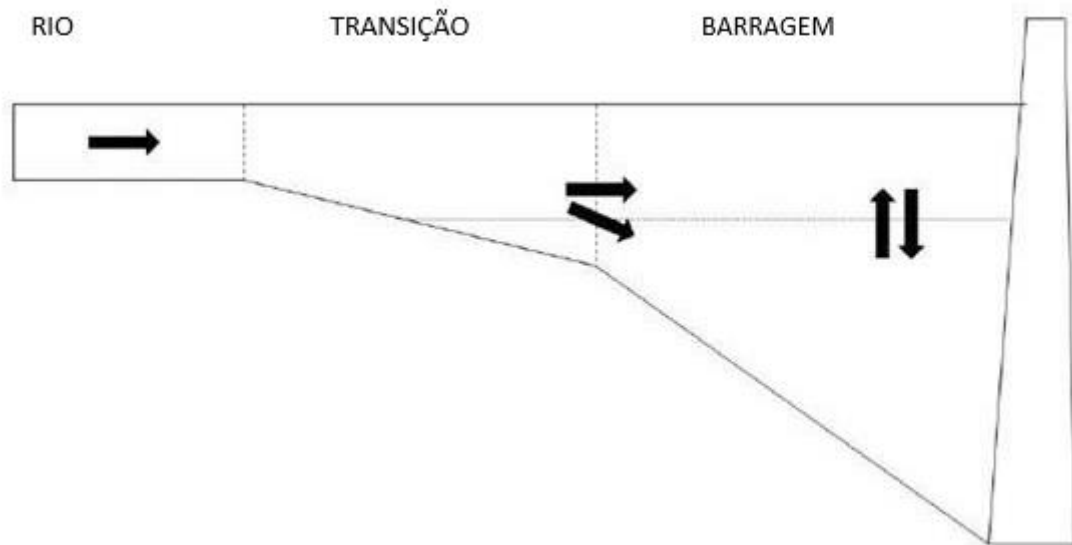


Figura 1 - Figura esquemática da compartimentalização em reservatórios. Imagem extraída e adaptada de Thornton et al., 1990 (adaptada de Omar, 2015).

De acordo com Kimmel (1990), as seguintes características podem ser atribuídas a cada zona:

A zona fluvial, ou zona de rio, é a zona mais estreita do reservatório. Como é a região por onde a água do rio aporta no reservatório, apresenta um fluxo de água relativamente mais alto, com altas quantidades de sólidos e partículas em suspensão. A turbidez é alta e, conseqüentemente, a disponibilidade de luz é baixa, o que limita a produção primária. O suprimento de matéria orgânica é majoritariamente alóctone (i.e. matéria orgânica fixada nos ambientes terrestres adjacentes) (WEBSTER & BENFIELD, 1986), e a taxa de respiração é maior do que a taxa de produção. A segunda região, conhecida como zona de transição, é marcada por um aumento gradual da sedimentação e da disponibilidade de luz, fazendo com que a produção primária seja maior nesta região em comparação à zona fluvial. O suprimento de matéria orgânica e o estado trófico passam a ser intermediários em comparação às duas outras zonas. Já a zona lacustre, ou barragem, é marcada pela profundidade máxima do reservatório. A entrada de nutrientes diminui e a reciclagem e o metabolismo interno passam

a ser a principal fonte de matéria orgânica. Em consequência, a produção primária passa a ser limitada pela disponibilidade de nutrientes. A matéria orgânica é majoritariamente de origem autóctone e a taxa de produção supera a taxa de respiração. Portanto, este compartimento está mais suscetível ao processo de eutrofização (i.e., aumento na concentração de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica, com consequente aumento na fotossíntese e na respiração) (BEYERS & ODUM, 1994), uma vez que os nutrientes tendem a se acumular mais neste compartimento. Além disso, a ocorrência de estratificações térmicas e/ou químicas podem levar a uma floração de certas espécies de algas, sobretudo cianobactérias (BORGES, 2009).

No entanto, estes compartimentos não são estáticos, podendo se expandir ou contrair longitudinalmente em função das características dos reservatórios, formando, assim, um ambiente altamente dinâmico espacial e temporalmente. Por exemplo, com o aumento do tempo de residência da água, a zona fluvial e a zona de transição podem se limitar a uma pequena porção e, dessa forma, as características da zona lacustre serão dominantes. O contrário também pode ocorrer: com a diminuição do tempo de residência da água, as características da zona fluvial podem se sobressair em relação aos outros compartimentos (KIMMEL et al., 1990).

1.3 MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica presente nos ecossistemas aquáticos é a base do metabolismo dos organismos existentes e é um dos principais reguladores de sua estrutura e funcionamento. Ela pode ser classificada em duas frações: dissolvida (MOD) e particulada (MOP). A MOD compreende a maior parte da matéria orgânica presente em ecossistemas aquáticos (THURMAN, 2012) e é composta por milhares de compostos diferentes, sendo, em sua maior parte, carbono, nitrogênio e fósforo (BENNER, 2002; PANHOTA, 2007; GONÇALVES, 2016; HAO et al., 2017). Ela pode ser derivada de dois tipos diferentes de fontes: alóctone e autóctone. A primeira é proveniente dos ecossistemas terrestres adjacentes e apresenta uma estrutura mais complexa e maior peso molecular, sendo composta principalmente por ácidos fúlvicos e húmicos. Já a segunda é produzida dentro do próprio ecossistema através da decomposição do fitoplâncton e da vegetação aquática (macrófitas aquáticas submersas e emersas). A MOD oriunda das algas é principalmente composta por moléculas mais simples, como aminoácidos,

açúcares e ácidos carboxílicos (BENNER, 2002; WILLIAMSON et al., 1999; HELMS et al., 2008). Por outro lado, a MOD proveniente das macrófitas aquáticas tem qualidade intermediária entre a vegetação terrestre e de algas (e.g. FARJALLA et al. 2009).

O carbono é o elemento químico mais abundante na matéria orgânica e apresenta um ciclo complexo que abrange toda a dinâmica dos ecossistemas. Ele pode ser encontrado sob as formas inorgânicas ou orgânicas, sendo que a forma orgânica dissolvida (COD) representa um dos maiores reservatórios de carbono orgânico do planeta, recentemente estimado em 729 Tg (ESTEVEES, 2011; TOMING et al. 2020). Sendo assim, seu processamento tem grandes implicações no ciclo global do carbono (FINDLAY & SINSABAUGH, 2004; BATTIN et al., 2009; TRANVIK et al., 2009; PASTOR et al., 2018). De maneira geral, as moléculas mais simples são mais lábeis (i.e., de mais fácil degradação) ao consumo de micro-organismos heterotróficos e, portanto, são mais biodisponíveis, ao passo que as moléculas mais complexas são mais refratárias (i.e., matéria de degradação mais lenta e custosa) e, portanto, menos biodisponíveis (COTNER & BIDDANDA, 2002; FARJALLA et al., 2002; SUHETT et al., 2002; COLE et al., 2006). Os produtos formados a partir da decomposição do COD podem ser mineralizados (i.e., convertidos para a forma inorgânica), transformados em biomassa e/ou podem ser convertidos em compostos orgânicos não celulares, tais como produtos de excreção e substâncias húmicas, como ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina (WETZEL, 2001). Quantitativamente, a matéria orgânica nas águas naturais é constituída por frações significativas de substâncias húmicas, que varia entre 30 a 50% do COD total (JACKSON, 1989; RAND et al., 1995; CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2009).

Além do carbono (C), o nitrogênio (N) e o fósforo (P) são outros principais constituintes da MOD e frequentemente limitam o metabolismo dos organismos que vivem em ecossistemas (ESTEVEES, 2011). O N é o principal constituinte de proteínas, clorofila e outros compostos biológicos. Ele apresenta-se sob várias formas e estados de oxidação dentro do ciclo biogeoquímico, podendo ser encontrado como nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido e em suspensão e em formas inorgânicas, como nitrito (NO_2), nitrato (NO_3^-) e nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) (SPERLING, 2002; ESTEVEES, 2011). Diferente do N, o P não se apresenta sob a forma gasosa na atmosfera (MANAHAN, 1994), mas também é um importante constituinte nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, como armazenamento de energia (sob a forma de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolípidios). Segundo Esteves (2011), o P é principal nutriente limitante da produtividade primária nos ecossistemas tropicais e, assim

como o N, também pode ser encontrado sob as formas orgânica e inorgânica, sendo o ortofosfato (fosfato inorgânico dissolvido) a principal forma assimilada pelos produtores primários.

1.4 BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS

Grande parte da MOD flui através das bactérias heterotróficas aeróbias (POMEROY et al., 1988; TOOLAN et al., 1991; WETZEL, 1995), que corresponde ao grupo formado por micro-organismos procarióticos e planctônicos, com tamanho geralmente variando entre 0,2 e 2,0 μm e que podem ser encontradas sob a forma arredondada (cocóide), cilíndrica (bacilo) e de vírgula (víbrio), livres na coluna d'água ou aderidas a partículas minerais ou orgânicas (KIRCHMAN, 1983). Através da decomposição da MOD, as bactérias heterotróficas obtêm energia (carbono) e nutrientes (nitrogênio, fósforo, entre outros) necessários para o funcionamento de seu metabolismo (LONBORG et al., 2018a, 2019), que é basicamente dividido entre respiração e produção de biomassa, além da excreção de compostos orgânicos. A respiração aeróbia é utilizada para obtenção de energia para a manutenção celular, através da degradação de moléculas orgânicas em compostos mais simples, utilizando oxigênio como aceptor final de elétrons (KING, 2005). Ao utilizarem o carbono orgânico dissolvido, as bactérias heterotróficas produzem CO_2 como subproduto da mineralização (JONSSON et al., 2001). Além disso, através da produção de biomassa, o carbono orgânico dissolvido, antes indisponível aos demais organismos heterotróficos, torna-se carbono orgânico particulado, e pode ser reintroduzido à teia alimentar através da alça microbiana (POMEROY, 1974; AZAM et al., 1983). O metabolismo bacteriano pode ser regulado por fatores como temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes e qualidade da MOD (HALL et al., 2009; BERGGREN et al., 2012; FONTE, 2013; DINIZ, 2017).

O fluxo de energia e de nutrientes nos ecossistemas aquáticos depende diretamente da capacidade de produção e decomposição da matéria orgânica (DODDS & COLE, 2007). Ao mineralizarem o carbono, as bactérias heterotróficas subsidiam a produção primária e, ao mesmo tempo, incorporam parte desse COD em sua biomassa através da produção secundária. Na maioria dos sistemas, moléculas refratárias, como as substâncias húmicas, podem ser uma importante fonte de energia para as bactérias. No entanto, uma fração muito pequena dessa

MOD é convertida em biomassa bacteriana (< 30%), sendo a maior parte convertida em CO₂ através da respiração. Por outro lado, o consumo da MOD autóctone, principalmente os compostos excretados pelo fitoplâncton, reflete em um aumento da produção de biomassa (COLE et al., 1988; DEL GIORGIO & COLE, 1998). Associada à qualidade do substrato, a disponibilidade de nutrientes inorgânicos também influencia as taxas de crescimento e respiração (CURRIE, 1990).

Ao degradarem o N presente na MOD em compostos mais simples, as bactérias incorporam uma parte e liberam o excesso sob a forma de amônia ou íon amônio (amonificação), dependendo da temperatura e do pH do meio (RAVEN, 2010). Estas substâncias podem então ser oxidadas a nitrito e posteriormente a nitrato (nitrificação), por bactérias aeróbias autotróficas, sendo o nitrato a principal forma de nitrogênio utilizada por produtores primários. No entanto, amônio e nitrito também podem ser utilizados por macrófitas, algas e bactérias. A desnitrificação ocorre em ambientes anóxicos, no qual algumas bactérias utilizam o nitrato comoceptor final de elétrons, resultando na formação do gás nitrogênio ou de óxido nitroso (BAUMGARTEN & POZZA, 2001; WETZEL, 2001; PAERL et al., 2002). As bactérias heterotróficas, devido à sua atividade metabólica, também têm grande importância na ciclagem do P, já que a maior parte do fosfato liberado pelas algas está sob a forma orgânica e, através da hidrólise enzimática realizada pelas bactérias, este composto pode ser convertido em ortofosfato, tornando-se novamente disponível na coluna d'água.

Além das concentrações dos nutrientes inorgânicos, a razão estequiométrica entre eles (e.g. C:N, C:P e N:P) são determinantes para o metabolismo bacteriano (SMITH & PRAIRIE, 2004; HALL & COTNER, 2007). Geralmente, os sistemas eutróficos fornecem substrato para o desenvolvimento do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas, que se tornam a principal reserva de carbono orgânico desses ambientes e constituem a principal fonte de matéria orgânica para as bactérias (SIMON et al., 1992; SCHINDLER et al., 2008). A razão C:N:P da MOD nestes sistemas é, em geral, menor, o que a torna mais lábil ao consumo bacteriano e, portanto, as taxas metabólicas (produção e respiração) nesses ecossistemas são maiores. Já em ecossistemas mais oligotróficos, com maiores relações C:N:P, o metabolismo bacteriano tende a ser mais lento (KRIZBERG et al., 2004; LENNON & PFAFF, 2005).

Considerando que a disponibilidade de nutrientes e a disponibilidade da matéria orgânica são fatores que afetam a decomposição da matéria orgânica e, considerando que os diferentes compartimentos de reservatórios devem apresentar MOD de diferentes qualidades,

nossas hipóteses são: (1) as taxas de degradação da MOD são mais altas na região da barragem em relação aos demais compartimentos e, (2) as taxas de degradação da MOD são mais altas nos reservatórios mais eutróficos em relação aos reservatórios de menor estado trófico. Portanto, o presente estudo visa entender como a compartimentalização de reservatórios e o estado trófico afetam o processo de decomposição da MOD e a sua biodisponibilidade.

1.5 OBJETIVO GERAL

- Avaliar como a compartimentalização e o estado trófico influenciam a degradação biológica da matéria orgânica dissolvida.

1.6 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a taxa de degradação da matéria orgânica através da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos três compartimentos (rio, transição e barragem) em 6 reservatórios tropicais com diferentes características limnológicas;
- Determinar a variação temporal nas concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo na matéria orgânica dissolvida nos três compartimentos (rio, transição e barragem) em 6 reservatórios tropicais de diferentes características espaciais, através de incubações de longo prazo;
- Avaliar a porcentagem de degradação de carbono, nitrogênio e fósforo nos três compartimentos (rio, transição e barragem) em 6 reservatórios tropicais de diferentes características através de incubações de longo prazo.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Foram estudados seis reservatórios pertencentes à bacia do rio Paraíba do Sul, localizados nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro. O reservatório de Funil (FUN) é formado pelo represamento do próprio rio Paraíba do Sul. O reservatório de Chapéu D'Uvas (CDU) e as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) Monte Serrat (MS), Bonfante (BONF) e Santa Fé (SF) localizam-se na sub-bacia do rio Paraibuna, um dos principais afluentes do Paraíba do Sul. Já o lago Manacás (MAN) compõe uma das sub-bacias do córrego Independência, que deságua no rio Paraibuna.

O rio Paraíba do Sul nasce na serra da Bocaina (SP) e deságua no norte fluminense, no município de São João da Barra, percorrendo uma extensão aproximada de 1.180 km. Atravessa três estados da região Sudeste, uma das regiões mais desenvolvidas do país em termos industriais: São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, abrangendo 180 municípios (MARENGO & ALVES, 2005; CAVALCANTI & MARQUES, 2016). De acordo com a ANA (Agência Nacional de Águas, 2004), o aumento da concentração populacional em áreas urbanas e o processo de industrialização têm comprometido a qualidade da água e contribuído com o aumento da degradação desta bacia. Além disso, o desmatamento indiscriminado pode gerar processos erosivos e assoreamento, agravando as consequências das enchentes. Outros impactos vêm sendo causados em consequência da modificação do habitat em decorrência de represamento, transposição das águas e dragagens (LEFF, 2007). O clima desta bacia hidrográfica é caracterizado como subtropical quente, com temperatura média oscilando entre 18 e 24 graus. O valor máximo de precipitação pode chegar a 2250 mm/ano, sendo o período de verão considerado mais chuvoso, com máxima precipitação nos meses de dezembro e janeiro (MARENGO & ALVES, 2005).

A sub-bacia do rio Paraibuna está localizada, majoritariamente, no estado de Minas Gerais, principalmente na Zona da Mata, e em uma parte do território fluminense. O rio Paraibuna nasce na Serra da Mantiqueira e, depois de percorrer 166 km, deságua na margem esquerda do rio Paraíba do Sul, percorrendo um total de nove cidades. A degradação deste ecossistema começou devido a atividades de mineração que ocorriam na Zona da Mata, na época da extração de ouro, passando pelo cultivo de café nas primeiras décadas do século XIX e vem ocorrendo até os dias atuais devido ao processo de urbanização e industrialização que ocorreu na região Sudeste. Com o fim da cafeicultura nesta região, as terras adjacentes à bacia

foram substituídas pela pecuária extensiva, que também contribuem para o aumento da degradação (ORLANDO, 2006).

As águas do rio Paraibuna apresentam a pior qualidade comparada às outras sub-bacias do Paraíba do Sul, principalmente no trecho próximo e à jusante da cidade de Juiz de Fora, uma vez que cerca de 70% da população da bacia está localizada neste município. O intenso lançamento de esgotos domésticos e industriais é o principal fator que contribui com este cenário. As práticas agrícolas inadequadas com uso de fertilizantes e agrotóxicos também são comuns nas áreas rurais de Juiz de Fora e ao longo rio (RIBEIRO, 2012). No entanto, informações contidas no Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Paraíba do Sul, produzido pela AGEVAP (Associação Pró-gestão das águas da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul), afirmam que, quando o rio Paraibuna desagua no Paraíba do Sul, a qualidade da água melhora, confirmando sua capacidade de autodepuração.

2.1.1 RESERVATÓRIO DE CHAPÉU D'UVAS (CDU)

Encontra-se localizado nas mesorregiões geográficas denominadas pelo IBGE de Zona da Mata e Campo das Vertentes, no sudeste do estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 21°34'57'' S e 43°33'10'' W. Sua área é de 311,83 km², com volume de 146 milhões m³ e profundidade máxima de 41 metros (Tabela 1). A bacia drena parte dos territórios dos municípios de Antônio Carlos, Ewbank da Câmara e Santos Dumont e está incorporada ao sistema de abastecimento público de água do município de Juiz de Fora (CESAMA, RIBEIRO, 2012). Segundo dados da CESAMA (2017), o reservatório pode ser enquadrado na classe 2 conforme a Resolução CONAMA 357/05, isto é, estão aptas para serem usadas para consumo humano após tratamento convencional.

A maior parte da vegetação das encostas da represa foi substituída por pastagens. As exceções são alguns morros que apresentam matas de topo servindo de proteção à encosta. Em consequência, vários pontos encontram-se em processo erosivo, com formação de ravinas e voçorocas. Estes processos podem causar um impacto de proporção maior como o assoreamento do reservatório, afetando a qualidade da água. Em relação aos córregos que desaguam no lago, a maioria possui cobertura vegetal (mata ripária) em seu entorno, importantes para sua manutenção e preservação (ALCÂNTARA JÚNIOR, 2007).

O tempo de residência hidráulica do reservatório, calculado por Oliveira (2018) a partir do volume e vazão medidos no mês de julho de 2017, foi de 178 dias. Segundo este mesmo autor, houve uma grande floração de cianobactérias nas áreas de transição e barragem, uma vez que estes compartimentos reuniram as melhores condições para seu estabelecimento. Apesar disso, Oliveira destaca que a presença desses organismos, de modo geral, ocorre dentro da normalidade para um reservatório tropical. Os afluentes de Chapéu D'Uvas parecem ser os responsáveis pelo aporte de nutrientes neste reservatório, já que as maiores concentrações de fósforo e nitrogênio foram encontradas em seus principais tributários.

Em 2019, a Universidade Federal de Juiz de Fora, em parceria com a concessionária Via 040, inaugurou às margens da barragem a sede do Núcleo de Integração Acadêmica para Sustentabilidade Socioambiental (NIASSA) e o viveiro de mudas da Fazenda Experimental da represa de Chapéu D'Uvas. O projeto tem como objetivo o plantio de 37.000 árvores no local, que impactarão diretamente na qualidade da água da represa ao longo do tempo (UFJF).



Figura 2 - Localização dos pontos amostrais no reservatório de Chapéu D'Uvas (CDU). Fonte: Google Earth (2020).

2.1.2 Reservatório de Funil (FUN):

Encontra-se localizado em um local conhecido como “Salto do Funil”, no município de Resende, estado do Rio de Janeiro, entre as coordenadas geográficas 22°31’55” S e 44°33’37” W. Possui área de 40 km², volume de 8,9 bilhões m³ e profundidade máxima de 70 metros (Tabela 1). Sua construção foi iniciada em 1961 e a companhia FURNAS foi designada para concluir a obra e colocar a usina em funcionamento. Em 1969, a hidrelétrica já operava com sua capacidade total de 216 MW. É considerada de grande importância por estar localizada próxima aos grandes centros consumidores da região Sudeste, suprindo a energia elétrica dos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Espírito Santo. A barragem do tipo “abóboda”, única no Brasil, também possibilita a regularização do volume do rio, contribuindo com a redução da frequência e intensidade das cheias que ocorrem nas cidades à jusante (CEMIG, FURNAS). De acordo com Pacheco et al. (2015), o tempo médio de retenção é de 32 dias, podendo variar de acordo com a estação do ano, chegando a 36 dias nos períodos secos.

Sua bacia de drenagem está, quase em sua totalidade, situada no estado de São Paulo. Portanto, as atividades à montante e o tipo de ocupação do uso do solo no trecho paulista do rio Paraíba do Sul influenciam diretamente a qualidade da água. Os solos de sua bacia de drenagem, cujas matas foram substituídas por plantio de café e, atualmente, por pastagens, é uma das principais causas dos processos erosivos que vem ocorrendo, podendo levar ao assoreamento do reservatório. As exceções a este quadro generalizado de degradação são encontradas ao norte e ao sul do reservatório, onde se localizam, respectivamente, o Parque Nacional de Itatiaia e o Parque Nacional da Serra da Bocaina, Unidades de Conservação que apresentam importantes remanescentes da Mata Atlântica (LIMA, 2013).

Diversos estudos têm demonstrado a presença constante de elevada biomassa fitoplanctônica, associada ao aporte contínuo de nutrientes como N e P oriundos de efluentes domésticos e industriais despejados à montante (LIMA, 2013). A entrada desta grande quantidade de nutrientes contribuiu para que o lago fosse classificado como hipereutrófico, apresentando episódios de intensa floração de cianobactérias, sendo algumas espécies potencialmente produtoras de toxinas, como as do gênero *Anabaena sp*, *Raphidiopsis sp* e *Microcystis sp* (FERRÃO-FILHO et al. 2009; SOARES et al., 2009). No entanto, FURNAS vem implementando programas de reflorestamento desde 1994, assim como ações de educação

ambiental, com o objetivo de mitigar os impactos ambientais decorrentes da degradação ao redor da bacia de drenagem (CEIPAV, 2007).



Figura 3 - Localização dos pontos amostrais no reservatório de Funil (FUN). Fonte: Google Earth (2020).

2.1.3 MANACÁS (MAN)

É um pequeno reservatório cercado por um remanescente de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Encontra-se no *campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora, no estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 21°46'68" S e 43°22'22" W. Possui uma área de 0,02 km² (2 ha), volume de 190.000 m³, profundidade máxima de 4 m e tempo de retenção de aproximadamente 7 dias (AZEVEDO et al., 2003; CARDOSO 2009; LIMA, 2010). Segundo a Deliberação Normativa 16/1996 do Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM – (1996), o lago Manacás e o córrego Independência são enquadrados na Classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 (ROCHA et al., 2016).

O lago é alimentado por nascentes localizadas em sua própria área, mas também drena a água da chuva enriquecida com resíduos sólidos do *campus*. A degradação deste lago está

ligada à construção do *campus* e à expansão urbana da cidade de Juiz de Fora. Graves impactos de erosão, na forma de sulcos e voçorocas, foram observados nos canais de drenagem. Há também a questão da compactação do solo, que resulta na impermeabilização do mesmo, contribuindo com o transporte de sedimentos para o Lago. As atividades antrópicas em torno do Lago favorecem a erosão na bacia e o aumento do transporte de sedimentos contribui para a aceleração do processo de assoreamento, o que reduz seu tempo de vida útil (LAWALL, 2005). Um estudo realizado por Azevedo et al. (2003) descobriu uma nova espécie de cianobactéria (*Limnothrix bicudoii*) no Lago. O trabalho de Rocha et al. (2016) também revelou que as atividades antrópicas dentro do *campus* universitário geraram impactos negativos no Lago, representado por baixos valores de oxigênio dissolvido em todos os pontos por eles estudados. No entanto, os resultados encontrados como um todo são mais compatíveis com corpos d'água de Classe 4, utilizados apenas para navegação e harmonia paisagística.



Figura 4 - Localização dos pontos amostrais no reservatório de Manacás (MAN). Fonte: Google Earth (2020).

2.1.4 PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS (MONTE SERRAT, BONFANTE E SANTA FÉ)

Atualmente, Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) têm sido uma alternativa à produção de energia renovável, porque representam uma forma rápida e barata de produzir energia elétrica (HOMRICH, 2006). Segundo a Resolução ANEEL n° 673/2015, elas são definidas como “empreendimentos destinados a autoprodução ou produção independente de energia elétrica, cuja potência seja superior a 3000 kW e igual ou inferior a 30.000 kW e com área de reservatório de até 13 km², excluindo a calha do leito regular do rio”.

As PCHs estudadas foram Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé. Tais empreendimentos em cascata encontram-se localizados entre os municípios de Comendador Levy Gasparian e Três Rios, no estado do Rio de Janeiro, e entre os municípios de Simão Pereira e Chiador, em Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 22° 01'11" S e 43° 18'08" (MS), 22° 00'32" S e 43° 15'55" W (BONF) e 22° 01'23" S e 43° 09'46" W (SF). Monte Serrat possui área de 0,138 km² (13,8 ha), volume de 124 mi m³ e tempo de residência de aproximadamente 1,30 dia. Bonfante possui área de 0,21 km² (21 ha) e Santa Fé possui área de 2,05 km² (205 ha), volume de 240 bi m³ e tempo de residência de aproximadamente 4,56 dias. Os tempos de residência foram calculados a partir dos dados de volume e vazão obtidos no site da Brasil PCH, empresa que as gerencia. No entanto, os dados não estavam disponíveis de acordo com a estação do ano. Como operam à fio d'água, os reservatórios são menores do que os convencionais e, portanto, não foi necessário inundar áreas adjacentes para sua construção (BRASIL PCH; BOLETIM DE DIVULGAÇÃO A³P, 2008).

Resende e colaboradores (2018) estudaram a diversidade fitoplanctônica nas três PCHs, em diferentes regimes hidrológicos e verificaram que elas apresentaram um gradiente de concentração de fitoplâncton de acordo com o esperado em reservatórios dispostos em cascata, de tal forma que o reservatório de Santa Fé recebeu o aporte remanescente dos reservatórios anteriores e, por consequência, apresentou características diferentes dos demais. Ainda segundo os autores, embora os reservatórios estejam inseridos em locais com altas densidades populacionais, todos os três foram considerados oligotróficos, segundo o Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Lampareli (2004). Um outro estudo realizado por Millen et al. (2016) constatou que as concentrações de fósforo total foram maiores nas estações mais secas, acarretando em um crescimento excessivo de macrófitas. No entanto, parâmetros como pH,

oxigênio dissolvido e metais pesados apresentaram-se dentro dos limites preconizados pela Resolução CONAMA 357/05.

Em nossa coleta, foi registrada a presença de macrófitas aquáticas em todos os pontos coletados, que pertenciam às seguintes espécies: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Lemna minuta*, *Commelina difusa*, *Ludwigia elegans*, *Polygonum ferrugineum* e *Salvinia auriculata*.



Figura 5 - Localização dos pontos amostrais do reservatório Monte Serrat (MS). Fonte: Google Earth (2020).



Figura 6 - Localização dos pontos amostrais no reservatório Bonfante (BONF). Fonte: Google Earth (2020).

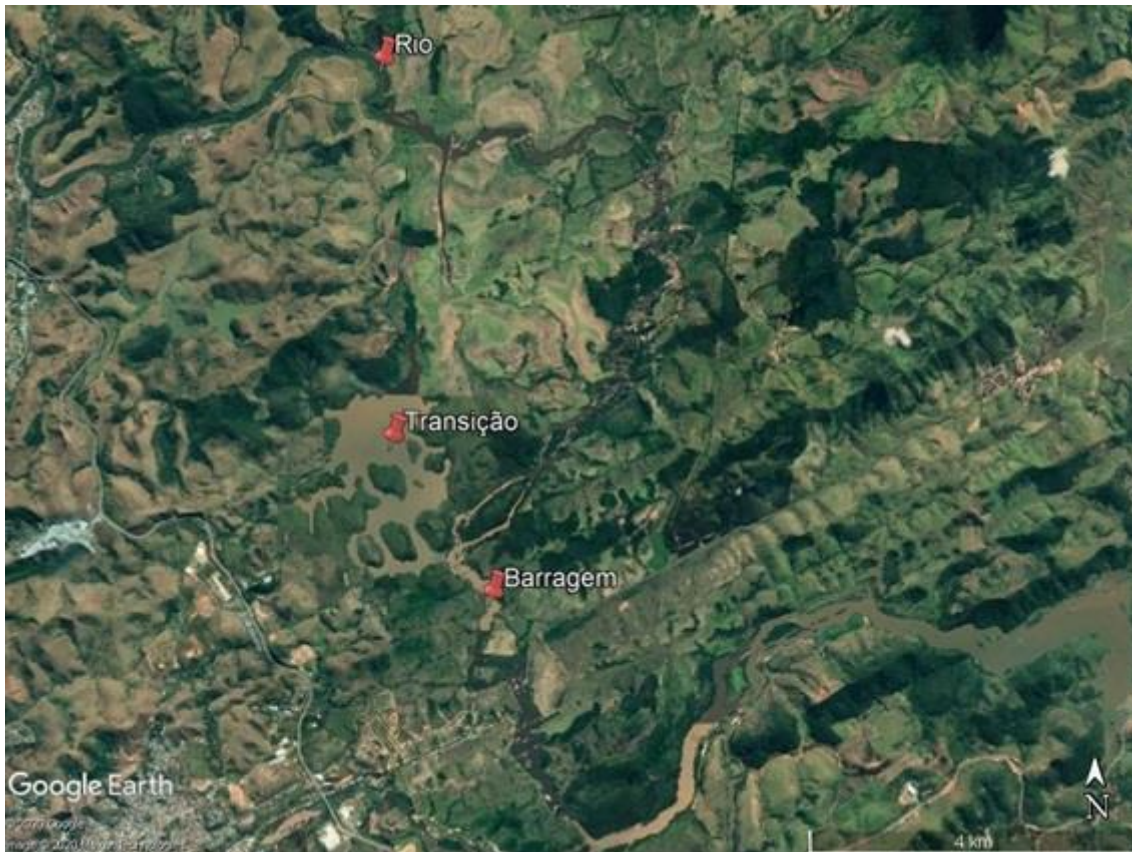


Figura 7 - Localização dos pontos amostrais no reservatório Santa Fé (SF). Fonte: Google Earth (2020).

Tabela 1 - Características morfométricas dos seis reservatórios estudados.

	ÁREA (km ²)	VOLUME (m ³)	PROFUNDIDADE MÁXIMA	TRH (DIAS)
CDU	12	146.000.000	41	178
FUN	40	8.900.000.000	70	36
MAN	0,02	190.000	4	7
MS	0,138	124.000.000	-	1,30
BONF	0,21	-	-	-
SF	2,05	24.000.000.000	-	4,56

TRH = tempo de retenção hidráulica; CDU = Chapéu D'Uvas; FUN = Funil; MAN = Manacás; MS = Monte Serrat; BONF = Bonfante; SF = Santa Fé. O sinal “-” foi colocado nos campos em que a respectiva informação não estava disponível.

2.2 AMOSTRAGEM

Em cada reservatório, foram selecionados três pontos de coleta, correspondendo à cada compartimento. No entanto, nem todos os pontos estavam disponíveis em todos os reservatórios. Em Manacás foram coletados somente os pontos rio e barragem, porque o acesso

ao compartimento transição só era possível por meio de um barco, que não estava disponível na data da coleta. Já em Bonfante foram coletados somente os pontos transição e barragem, porque o compartimento rio é compartilhado com a PCH Monte Serrat, localizando-se entre a montante da primeira e a jusante da segunda.

Em campo, os seguintes parâmetros ambientais foram medidos através de uma sonda multiparamétrica da marca Horiba: temperatura da água, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica.

2.3 COLETA E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

Foram coletados 2 L de água da superfície de cada compartimento. As amostras foram acondicionadas em garrafas de plástico previamente lavadas com ácido HCl (10%) e água ultrapura e foram mantidas numa temperatura de 4° C até o início do processamento (1 dia após a coleta). No laboratório, as amostras passaram por uma filtração prévia, utilizando um filtro de fibra de vidro com porosidade de 1,6 µm (Whatman, GF/A) para retirar as partículas maiores. As amostras foram então transferidas para garrafas de borossilicato, previamente lavadas com HCl (10%) e água ultrapura e autoclavadas por 20 minutos (120° C; 1 atm).

2.4 DESENHO EXPERIMENTAL

Foram realizados dois experimentos, um de curta duração (30 dias; Experimento 1) para a análise da degradação da MOD, e um de longa duração (c.a.105 dias; Experimento 2) para a análise da dinâmica dos nutrientes (C, N e P). O tempo de incubação do Experimento 1 foi prolongado dos tradicionais 5 dias para 30 dias com o objetivo de observar detalhadamente a cinética de decomposição da MOD (e.g. OSTAPENIA et al., 2009; SULLIVAN et al., 2010). Já o tempo de incubação do Experimento 2 foi escolhido para que se pudesse avaliar a degradação da parte mais refratária da MOD. Para isso, fizemos incubações que durassem no mínimo três meses (e.g. THOMPSON & COTNER, 2018).

O estado trófico de cada compartimento/reservatório foi determinado através do Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004). Os valores de clorofila foram medidos através do aparelho PHYTO-PAM, um fluorímetro que funciona através da

amplificação da medida de fluorescência produzida a partir de pulsos intensos e curtos de luz (NUNES, 2019). Já as razões estequiométricas foram expressas através de razões atômicas (em μM) dos nutrientes (DINIZ, 2017). Também foi realizada a análise da absorbância UV específica (SUVA) para estimar a contribuição da MOD terrestre: quanto maior o valor de SUVA, maior é a influência da MOD terrestre. O cálculo é feito através da divisão da absorbância a 250 nm pela concentração inicial de C (THOMPSON & COTNER, 2018).

2.5 EXPERIMENTO 1: Degradação da MOD

Para estimar a taxa de degradação da MOD, foram realizados experimentos de consumo de oxigênio dissolvido, semelhante a experimentos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), durante 30 dias. A DBO é um método amplamente empregado para quantificar o consumo de oxigênio a partir da decomposição da matéria orgânica. As amostras são incubadas por um número específico de dias e a quantidade de oxigênio consumido durante esse período é quantificado (SULLIVAN et al., 2010).

De cada previamente filtrada a 1,6 μm , foram retiradas alíquotas, as quais foram distribuídas em frascos Exetainers[®] com capacidade de 6 ml, previamente lavados com HCl (10%) e calcinados em mufla à 450° C. Cada compartimento teve 5 réplicas, totalizando 15 amostras por reservatório (com exceção daqueles onde só foram coletados dois pontos). Os frascos foram fechados de forma que não formassem bolhas e foram incubados no escuro por 30 dias, sob temperatura de 20° C. Nenhum inibidor de nitrificação foi adicionado e, portanto, foi medida a DBO total. Foram realizadas medições das concentrações de oxigênio diariamente do primeiro ao quinto dia de incubação, a cada dois dias nas duas semanas subsequentes e, então, a cada três dias, até o final do experimento.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram estimadas por meio de um microsensor de ouro acoplado a um pico-amperímetro (Unisense, Figura 8): o microeletrodo de ouro, ao ser oxidado, emite impulsos elétricos registrados pelo pico-amperímetro e pelo computador. Este eletrodo é calibrado com solução saturada (100%) e com solução livre de oxigênio (0%), segundo a metodologia proposta por Briand et al. (2004). Para a solução saturada, foi utilizada água destilada após aeração por 15 minutos e para a solução sem oxigênio foi utilizada uma mistura de NaOH 0,1 M saturada com ácido ascórbico (SIQUEIRA, 2011).



Figura 8: Equipamento Unisense e amostras de DBO. Fonte: Acervo pessoal.

A degradação da MOD foi então estimada através da determinação do coeficiente de desoxigenação da matéria orgânica, representado pela constante k . Essa constante cinética representa a velocidade na qual o oxigênio é consumido nos processos de estabilização de matéria orgânica. Existem vários métodos que podem ser empregados na determinação do k (MENESES, 2006). Neste trabalho, foi utilizado o Método de Thomas, no qual foi plotado uma regressão linear entre os dados do consumo de oxigênio e os dias de incubação. O k foi então estimado a partir do coeficiente angular gerado pela reta.

O tempo de meia vida da MOD, que é definido como o tempo necessário para que metade da quantidade da matéria orgânica inicial seja degradada, também foi calculado, através da equação 1:

$$\text{Equação 1: } t_{1/2} = 1/k[A]_0$$

Onde $[A]_0$ é a concentração inicial do oxigênio, em mol/L (JENKINSON & RAYNER, 1977) e k é a taxa de decaimento da MOD calculada anteriormente.

2.6 EXPERIMENTO 2: Dinâmica de nutrientes

Neste experimento, foram retirados 1 L (500 ml para cada réplica) por compartimento das amostras previamente filtradas: 50 ml foram mantidos (c.a. 2 horas) em tubos Falcon estéreis para posterior utilização como inóculo de bactérias e os outros 450 ml foram novamente filtrados, dessa vez em membranas com porosidade de 0,22 μm , para excluir as bactérias e tornar as amostras estéreis. Ambas as alíquotas foram então combinadas para estabelecimento dos tratamentos do experimento (50 ml de inóculo com 450 ml das amostras estéreis, mantendo uma proporção de 9:1) e foram estabelecidas duas réplicas para cada compartimento de cada reservatório. As amostras foram incubadas no escuro por um período de 105 dias, sob temperatura constante de 20° C (Figura 9). No início da incubação e a cada 15 dias, nos dois primeiros meses, e mensalmente após esse período, foram retiradas alíquotas de 50 ml de cada garrafa para a determinação das concentrações de carbono orgânico (C), nitrogênio total (N) e fósforo inorgânico (P).



Figura 9: Amostras incubadas. Fonte: Acervo pessoal.

As alíquotas de 50 ml foram retiradas com o auxílio de uma pipeta esterilizada e acondicionadas em tubos Falcon. Antes das análises, foi realizada uma filtração em filtro com porosidade de 0,7 μm (GF/F) para a remoção das bactérias (eficiência em torno de 90% de remoção, em acordo com Thompson e Cotner (2018)).

Carbono e nitrogênio foram analisados através de um aparelho analisador de carbono TOC 5000 Shimadzu. O carbono foi analisado através do método de detecção por infravermelho após combustão por 680° C e, o nitrogênio, por quimioluminescência (TOMÉ & FORTI, 2013). As concentrações destes nutrientes foram expressas em mg/L. Já o ortofosfato foi determinado a partir do método colorimétrico de ácido ascórbico, também conhecido como azul de molibdênio, sem digestão (CARMOUZE, 1994). A leitura das absorbâncias a 885 nm foi realizada em espectrofotômetro da marca PerkinElmer – Lambda 365, utilizando cubetas de quartzo de 1 cm de caminho óptico e água ultrapura como referência (WORSFOLD et al., 2016). As concentrações de fósforo foram expressas em $\mu\text{g/L}$.

A degradação de cada nutriente foi calculada através da divisão da maior perda de nutrientes (concentração inicial menos a menor concentração medida ao longo da incubação) ao longo da incubação pela concentração inicial, e foi expressa em porcentagem. A partir desses dados, foi possível estimar a quantidade de MOD que foi degradada durante todo o período de incubação (THOMPSON & COTNER, 2018).

A coloração da MOD foi estimada através da leitura de absorbância no aparelho espectrofotômetro. Para isso, foram realizadas análises de absorbância a 430 nm. A distinção das frações autóctone e alóctone pode ser feita uma vez que a fração autóctone apresenta maiores quantidade de estruturas alifáticas em comparação com estruturas aromáticas e, portanto, apresentam menor absorbância na região UV (ZUMSTEIN & BUFFLE, 1989; CHEN et al., 2002; AZEVEDO et al., 2008).

2.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Em cada experimento, foram feitos dois testes ANOVA com teste post hoc de Tukey (sendo substituído pelo Kruskal-Wallis com teste post hoc de Wilcoxon quando os pressupostos não eram atendidos): primeiramente para comparar os parâmetros entre cada compartimento e, em seguida, para compará-los entre cada reservatório. No experimento 2 o teste ANOVA

também foi realizado para determinar se houve diferenças entre as concentrações de cada nutriente e entre a cor da água ao longo do tempo. Além disso, também foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA, na sigla em inglês) entre as variáveis ambientais (temperatura, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, clorofila, razões estequiométricas e SUVA) e os reservatórios para identificar como as unidades amostrais e as variáveis ambientais se distribuíram ao longo dos componentes. Os testes estatísticos foram desenvolvidos no software R, versão 3.6.2. Para todos os testes, as diferenças foram consideradas significativas se $p \leq 0,05$.

3 RESULTADOS

No reservatório Chapéu D'uvas, a concentração inicial máxima de C foi de 0,89 mg/L encontrada na barragem e a mínima foi de 0,79 mg/L, registrada no rio. A concentração inicial máxima de N foi de 0,41 mg/L na transição e a mínima foi de 0,34 mg/L no rio. A concentração inicial máxima de P foi de 35,8 µg/L no rio e mínima de 19 µg/L na barragem. As maiores razões C:N foram de 3:1, no rio e na barragem, e a menor foi de 2:1, na transição. A maior razão C:P foi de 122:1 e foi encontrada na barragem, enquanto a menor foi de 58:1 e foi encontrada no rio. A maior razão N:P foi de 47:1 e foi encontrada na barragem, enquanto a menor foi de 21:1 e foi encontrada no rio. O maior valor de SUVA foi de 0,0389 L.mg⁻¹.cm⁻¹ e foi encontrado no rio, e o menor valor foi de 0,0364 L.mg⁻¹.cm⁻¹ e foi encontrado na barragem. A maior concentração de clorofila foi de 6,07 µg/L e foi encontrada no rio e a menor foi de 0,66 µg/L na transição. A maior temperatura foi encontrada no rio, sendo de 24,43 ° C e a menor foi de 23,26° C, na barragem. O maior pH foi encontrado no rio, sendo de 7,85 e, o menor, na barragem, sendo de 7,60. O maior valor de turbidez foi de 14,3 NTU e foi encontrado no rio, e o menor foi de 8,33 NTU, na transição. O maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado na transição, sendo de 8,68 mg/L, enquanto o menor foi de 8,43 mg/L, no rio. A maior condutividade foi encontrada no rio, sendo de 31,75 µs/cm e a menor foi de 26,33 µs/cm, tanto na transição quanto na barragem. O maior valor de coloração da água foi encontrado na transição e foi de 0,0055, enquanto o menor, encontrado no rio, foi de 0,0017.

Em Funil, a concentração inicial máxima de C foi de 1,63 mg/L na transição e mínima de 1,56 mg/L no rio. A concentração inicial máxima de N foi de 1,97 mg/L no rio e mínima de 1,07 mg/L na transição. A concentração inicial máxima de P foi de 52,2 µg/L no rio e 18,5 µg/L na barragem. As maiores razões C:N foram de 2:1, encontradas na transição e na barragem, e a menor foi de 1:1, encontrada no rio . A maior razão C:P foi de 224:1 e foi encontrada na barragem, enquanto a menor foi de 78:1 e foi encontrada no rio. A maior razão N:P foi de 137:1 e foi encontrada na barragem, enquanto a menor foi de 84:1 e foi encontrada no rio. O maior valor de SUVA foi de 0,0749 L.mg⁻¹.cm⁻¹ e foi encontrado no rio, e o menor valor foi de 0,0675 L.mg⁻¹.cm⁻¹ e foi encontrado na transição. A maior concentração de clorofila foi de 4,5 µg/L na transição e a menor foi de 1 µg/L, encontrada no rio e na barragem. A maior temperatura foi encontrada na barragem, sendo de 24 ° C e a menor foi de 23,35 ° C, no rio. O maior pH foi encontrado na barragem, sendo de 9,9 e, o menor, na transição, sendo de 6,35. O maior valor de turbidez foi de 13 NTU e foi encontrado no rio, e

o menor foi de 1 NTU, na transição. O maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado no rio, sendo de 9,45 mg/L, enquanto o menor foi de 6,4 mg/L, na transição. A maior condutividade foi encontrada na barragem, sendo de 89,7 $\mu\text{s/cm}$ e a menor foi de 87,3 $\mu\text{s/cm}$, na transição. A maior coloração da água foi encontrada no rio, sendo de 0,0029, e a menor foi encontrada na transição, sendo de 0,0018.

Em Manacás, a concentração inicial máxima de C foi de 1,76 mg/L no rio e mínima de 0,95 mg/L na barragem. A concentração inicial máxima de N foi de 4,85 mg/L no rio e mínima de 2,55 mg/L na barragem. A concentração inicial máxima de P foi de 12,94 $\mu\text{g/L}$ na barragem e mínima de 12,73 $\mu\text{g/L}$ no rio. A maior razão C:N foi encontrada na barragem, sendo de 1:1. A maior razão C:P foi de 358:1 e foi encontrada no rio, enquanto a menor foi de 191:1 e foi encontrada na barragem. A maior razão N:P foi de 844:1 e foi encontrada no rio, enquanto a menor foi de 436:1 e foi encontrada na barragem. O maior valor de SUVA foi de 0,6765 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado na barragem, e o menor valor foi de 0,0913 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado no rio. O maior valor de clorofila foi encontrado no rio, de 6,01 $\mu\text{g/L}$ e o menor foi encontrado na barragem, de 1,82 $\mu\text{g/L}$. A maior temperatura foi encontrada no rio, sendo de 25° C e a menor foi de 22,7° C, na barragem. O maior pH foi encontrado na barragem, sendo de 10, e o menor foi encontrado no rio, sendo de 9,96. Não houve medição de turbidez neste reservatório.

O maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado no rio, sendo de 0,47 mg/L, enquanto o menor foi de 0,11 mg/L, na barragem. A maior condutividade foi encontrada na barragem, sendo de 92 $\mu\text{s/cm}$ e a menor foi de 85,5 $\mu\text{s/cm}$, no rio. A maior coloração da água foi encontrada na barragem, sendo de 0,0083, e a menor foi encontrada no rio, sendo de 0,0053.

Em Monte Serrat, a concentração inicial máxima de C foi de 0,94 mg/L na transição e mínima de 0,70 mg/L no rio. A concentração inicial máxima de N foi de 0,96 mg/L na transição e mínima de 0,47 mg/L no rio. A concentração inicial máxima de P foi de 18,79 $\mu\text{g/L}$ na transição e 11,12 $\mu\text{g/L}$ no rio. A maior razão C:N foi encontrada no rio e foi de 2:1, e as menores foram de 1:1, encontradas tanto na transição quanto na barragem. A maior razão C:P foi de 170:1 e foi encontrada na barragem, enquanto a menor foi de 131:1 e foi encontrada na transição. A maior razão N:P foi de 151:1 e foi encontrada na barragem, enquanto a menor foi de 95:1 e foi encontrada no rio. O maior valor de SUVA foi de 0,0737 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado no rio, e o menor valor foi de 0,0550 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado na transição. A maior concentração de clorofila foi de 5,2 $\mu\text{g/L}$ na transição e a menor foi de 2 $\mu\text{g/L}$ na barragem. A maior temperatura foi encontrada na barragem, sendo de 20,5° C e a menor foi de 20,3° C, no rio. O maior pH foi encontrado no rio, sendo de 8,1

e, o menor, na transição, sendo de 7,5. O maior valor de turbidez foi de 26 NTU e foi encontrado no rio, e o menor foi de 16 NTU, na barragem. O maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado na barragem, sendo de 17,9 mg/L, enquanto o menor foi de 15,5 mg/L, no rio. A maior condutividade foi encontrada na transição, sendo de 60 $\mu\text{s}/\text{cm}$ e a menor foi de 33 $\mu\text{s}/\text{cm}$, no rio. A maior coloração da água foi encontrada na barragem, sendo de 0,0059, e a menor foi encontrada na transição, sendo de 0,0037.

Em Bonfante, a concentração inicial máxima de C foi de 0,90 mg/L na transição e mínima de 0,59 mg/L na barragem. A concentração inicial máxima de N foi de 1,18 mg/L na transição e de 0,95 mg/L na barragem. A concentração inicial máxima de P foi de 21,01 $\mu\text{g}/\text{L}$ na barragem e de 20,61 $\mu\text{g}/\text{L}$ na transição. Ambos os compartimentos apresentaram razão C:N de 1:1. A maior razão C:P foi de 113:1 e foi encontrada na transição, enquanto a menor foi de 74:1 e foi encontrada na barragem. A maior razão N:P foi de 127:1 e foi encontrada na transição, enquanto a menor foi de 101:1 e foi encontrada na barragem. O maior valor de SUVA foi de 0,1002 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado na barragem, e o menor valor foi de 0,0732 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado na transição. A maior concentração de clorofila foi encontrada na barragem, com 1,4 $\mu\text{g}/\text{L}$ e a menor foi encontrada no rio, com 0,9 $\mu\text{g}/\text{L}$. A maior temperatura foi encontrada na barragem, sendo de 21,6 ° C e a menor foi de 21,4 ° C, na transição. O pH encontrado na transição e na barragem foi o mesmo, de 7,2. O maior valor de turbidez foi de 22 NTU e foi encontrado na transição, e o menor foi de 17,5 NTU, na barragem. O maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado na transição, sendo de 12,3 mg/L, enquanto o menor foi de 12,2 mg/L, na barragem. A maior condutividade foi encontrada na barragem, sendo de 60 $\mu\text{s}/\text{cm}$ e a menor foi de 58 $\mu\text{s}/\text{cm}$, na transição. A maior coloração da água foi encontrada na transição, sendo de 0,0072, e a menor foi encontrada na barragem, sendo de 0,0054.

Em Santa Fé, a concentração inicial máxima de C foi de 0,90 mg/L no rio e mínima de 0,85 mg/L na transição. A concentração inicial de N foi de 1,21 mg/L na barragem e mínima de 1,02 mg/L no rio. A concentração inicial de P foi de 27,38 $\mu\text{g}/\text{L}$ na transição e mínima de 14,35 $\mu\text{g}/\text{L}$ no rio. Todos os compartimentos apresentaram razão C:N de 1:1. A maior razão C:P foi de 162:1 e foi encontrada no rio, enquanto a menor foi de 80:1 e foi encontrada na transição. A maior razão N:P foi de 158:1 e foi encontrada no rio, enquanto a menor foi de 90:1 e foi encontrada na transição. O maior valor de SUVA foi de 0,3344 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado na barragem, e o menor valor foi de 0,0635 $\text{L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ e foi encontrado no rio. Somente o compartimento rio apresentou concentração de clorofila de 0,4 $\mu\text{g}/\text{L}$. Nos outros compartimentos, as concentrações estavam abaixo do limite de detecção. A maior temperatura

foi encontrada na transição, sendo de 21,6 ° C e a menor foi de 20,9 ° C, no rio. O maior pH foi encontrado na transição, sendo de 7,3 e, o menor, no rio, sendo de 7. O maior valor de turbidez foi de 34,7 NTU e foi encontrado na transição, e o menor foi de 19,7 NTU, no rio. O maior valor de oxigênio dissolvido foi encontrado no rio, sendo de 16,6 mg/L, enquanto o menor foi de 11,3 mg/L, na barragem. A maior condutividade foi encontrada no rio, sendo de 65 $\mu\text{s}/\text{cm}$ e a menor foi de 61 $\mu\text{s}/\text{cm}$, na transição. A maior coloração da água foi encontrada na transição, sendo de 0,0056, e a menor foi encontrada no rio, sendo de 0,0049.

Apesar da ampla variação nos dados limnológicos entre os compartimentos de cada reservatório, foi registrada diferença somente para clorofila, em que a concentração do rio foi maior do que a concentração nos outros compartimentos (Tabela 2). Nos agrupamentos, os compartimentos rio e barragem foram classificados como oligotróficos, enquanto que o compartimento transição foi classificado como mesotrófico (Tabela 2).

Agrupando os dados por reservatórios, Chapéu D'Uvas, Funil, Santa Fé e Bonfante foram classificados como mesotróficos enquanto Manacás e Monte Serrat foram classificados como oligotróficos (Tabela 3). As três PCHs apresentaram os maiores valores de turbidez e de oxigênio dissolvido (Tabela 3). Funil e Manacás apresentaram as maiores concentrações de carbono. Chapéu D'Uvas apresentou a menor concentração de nitrogênio, e Manacás apresentou a maior. Manacás e Monte Serrat apresentaram as menores concentrações de fósforo (Tabela 3). As razões N:P foram significativamente menores no reservatório Chapéu D'Uvas em relação aos demais e, apesar de as maiores razões terem sido registradas em Manacás, o desvio padrão deste parâmetro foi muito grande. Manacás também apresentou as maiores razões C:P (Tabela 3). Embora Chapéu D'Uvas tenha exibido a maior razão C:N, este valor foi baixíssimo de modo geral, chegando a 0,2:1 em Manacás. O menor valor de SUVA foi encontrado em Chapéu D'Uvas e, o maior, em Manacás, indicando, mais uma vez, um grande contraste entre estes dois reservatórios (Tabela 3). Chapéu D'Uvas e Funil apresentaram os menores valores de cor da água (Figura 12) e, portanto, a MOD mais lábil.

Tabela 2: Média (e desvio padrão) das variáveis analisadas em todos os compartimentos.

COMP./ VARIÁVEIS	RIO (n=10)	TRANSIÇÃO (n=11)	BARRAGEM (n=11)	p- valor
TEMPERATURA(°C)	23,5 (1,7)	22,8 (1,2)	22,6 (1,1)	0,12
pH	8,0 (1,0)	7,4 (0,5)	7,9 (1,0)	0,44
TURBIDEZ (NTU)	16,1 (6,5)	12,0 (10,3)	12,1 (6,9)	0,22
OX. DISSOLV. (mg/L)	8,5 (5,2)	9,5 (2,8)	9,1 (4,2)	0,42
COND. (µs/cm)	57,2 (27,4)	46,5 (25,1)	47,1 (26,2)	0,20
CLOROFILA (µg/L)	4,0 (2,7) ^A	1,9 (2,3) ^B	1,1 (0,6) ^B	0,01
CARBONO (mg/L)	1,14 (0,45)	1,04 (0,31)	0,97 (0,48)	0,70
NIT. (mg/L)	1,73 (1,75)	0,95 (0,29)	1,20 (1,23)	0,92
FÓSFORO (µg/L)	25 (17)	24 (5)	18 (4)	0,16
C:N	1,0 (0,6)	1,2 (0,4)	1,0 (0,6)	0,66
C:P	25 (17)	18 (7)	22 (14)	0,74
N:P	49 (66)	19 (7)	34 (45)	0,64
SUVA (L.mg-1.cm-1)	0,06 (0,01)	0,06 (0,01)	0,21 (0,36)	0,50
ESTADO TRÓFICO	OLIGO	MESO	OLIGO	-

n = número amostral; ox. dissolv. = oxigênio dissolvido; cond. = condutividade; nit = nitrogênio; oligo = oligotrófico; meso = mesotrófico. As diferenças estatísticas ($p < 0,05$) entre os compartimentos estão identificadas por letras diferentes.

Tabela 3: Média (e desvio padrão) das variáveis analisadas em todos os reservatórios.

RESERV./ VARIÁVEIS	CDU (n=16)	FUN (n=5)	MAN (n=3)	MS (n=3)	BONF (n=2)	SF (n=3)	p-valor
TEMPERATURA (°C)	23,6 (0,7) ^A	23,6 (0,2) ^A	24,2 (1,4) ^A	20,3 (0) ^B	21,5 (0,1) ^B	21,3 (0,3) ^B	0,00
pH	7,7 (0,1) ^A	7,3 (1,4) ^A	9,9 (0) ^B	7,7 (0,3) ^A	7,2 (0) ^A	7,1 (0,1) ^A	0,00
TURBIDEZ (NTU)	10,3 (2,5) ^A	5,9 (8,9) ^A	-	21,9 (5,2) ^B	19,7 (3,1) ^B	27,4 (7,5) ^B	0,00
OX. DISSOLV. (mg/L)	8,6 (0,1) ^A	7,7 (2) ^A	0,3 (0,4) ^B	16,4 (1,2) ^C	12,2 (0) ^D	13,2 (2,9) ^D	0,00
COND. (µs/cm)	27,6 (2,4) ^A	88,1 (1,1) ^B	87,6 (4) ^B	50 (14,7) ^{CD}	59 (1,4) ^C	62,6 (2) ^C	0,00
CHL (µg/L)	2 (2,4)	2,4 (2,7)	3,9 (2,9)	3,6 (2,2)	1,1 (0,3)	0,4 (0)	0,23
CARBONO (mg/L)	0,86 (0,05) ^A	1,60 (0,03) ^B	1,36 (0,83) ^{AB}	0,84 (0,12) ^A	0,75 (0,21) ^A	0,87 (0,04) ^A	0,01
NITROGÊNIO (mg/L)	0,39 (0,04) ^A	1,40 (0,45) ^B	3,70 (2,37) ^{ABC}	0,79 (0,24) ^C	1,07 (0,14) ^B	1,11 (0,09) ^B	0,00
FÓSFORO (µg/L)	29 (8) ^A	31 (17) ^A	13 (0,1) ^B	14 (4) ^B	21 (0,2) ^A	21 (6) ^A	0,00
C:N	2:1 (0) ^A	1:1 (0) ^B	0,2:1 (0,5) ^C	1:1 (0) ^B	0,7:1 (0,5) ^{BC}	1:1 (0) ^B	0,00
C:P	12:1 (5) ^A	25:1 (10) ^B	41:1 (25) ^{BC}	23:1 (4) ^C	14:1 (4) ^A	17:1 (6) ^A	0,04
N:P	7:1 (2) ^A	23:1 (5) ^B	131:1 (84) ^C	25:1 (6) ^B	23:1 (3) ^B	25:1 (6) ^B	0,01
SUVA (L.mg-1.cm-1)	0,04 (0) ^A	0,07 (0) ^B	0,38 (0,5) ^C	0,06 (0,01) ^B	0,08 (0,02) ^B	0,07 (0) ^B	0,00
ESTADO TRÓFICO	MESO	MESO	OLIGO	OLIGO	MESO	MESO	-

CDU = Chapéu D'Uvas; FUN = Funil; MAN = Manacás; MS = Monte Serrat; BONF = Bonfante; SF = Santa Fé; n = número amostral; ox. dissolv. = oxigênio dissolvido; cond. = condutividade; chl = clorofila; nit = nitrogênio; oligo = oligotrófico; meso = mesotrófico. As diferenças estatísticas ($p < 0,05$) entre os compartimentos estão identificadas por letras diferentes.

3.1 EXPERIMENTO DE DEGRADAÇÃO DA MOD

De maneira geral, o consumo de oxigênio em todos os compartimentos/reservatórios foi baixo sendo verificado apenas a ocorrência de um estágio de decomposição (lenta). A taxa de degradação (k) variou de $0,000005 \text{ dia}^{-1}$ no compartimento transição do reservatório de Santa Fé a $0,1929 \text{ dia}^{-1}$ no compartimento barragem do reservatório Funil. Não foram registradas diferenças na taxa de degradação entre os compartimentos (a menor média foi encontrada no rio, com k de $0,0493 \text{ dia}^{-1} (\pm 0,04)$ e a maior foi na barragem, com k de $0,0740 \text{ dia}^{-1} (\pm 0,06)$; Figura 10 A). Já o reservatório onde houve a menor taxa de degradação foi Bonfante, com k de $0,0052 \text{ dia}^{-1} (\pm 0,004)$ e, o maior foi Funil, com k de $0,1012 \text{ dia}^{-1} (\pm 0,07)$. Formaram-se dois grupos entre os reservatórios, sendo que Chapéu D'úvas, Funil e Manacás (reservatórios de acumulação com maior tempo de residência da água) apresentaram k significativamente maiores ($p < 0,05$) que os reservatórios de Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé (reservatórios a fio d'água, menor tempo de residência; Figura 10 B).

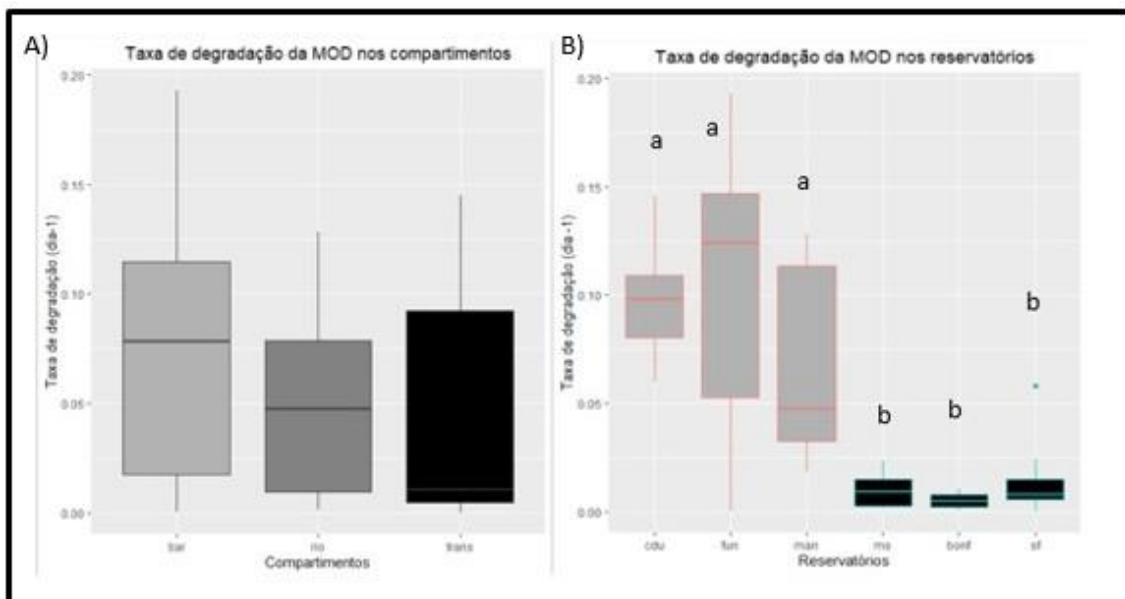


Figura 10 - A) Taxa de degradação entre os compartimentos. Bar = barragem; trans = transição; B) Taxa de degradação entre os reservatórios. Cdu = Chapéu D'Uvas; fun = Funil; man = Manacás; ms = Monte Serrat; bonf = Bonfante; sf = Santa Fé. As caixas com margem rosa representam os reservatórios de acumulação, e as caixas com margem azul representam os reservatórios a fio d'água. As diferenças foram marcadas com letras diferentes. A linha central indica a mediana, as caixas indicam os quartis inferior e superior, as linhas verticais representam os valores mínimos e máximos e os pontos representam os outliers.

O tempo de meia vida da matéria orgânica variou 0,03 dias nos compartimentos transição e barragem tanto do reservatório de Chapéu D'úvas quanto do reservatório de Funil,

e compartimentos rio e barragem de Manacás, a 12,33 dias no compartimento barragem do reservatório Bonfante. Também não foram registradas diferenças no tempo de meia vida entre os compartimentos (a menor média foi encontrada no rio, sendo de 0,46 dias ($\pm 0,83$) e a maior foi na transição, sendo de 0,87 dias ($\pm 2,06$); Figura 11 A). Já o reservatório onde houve o menor tempo de meia vida foi Chapéu D’Uvas, com 0,05 dias ($\pm 0,01$) e, o maior foi Bonfante, com 3,62 dias ($\pm 5,82$). Como o tempo de meia vida é uma medida derivada diretamente da taxa de degradação, os reservatórios também foram divididos em dois grupos, em que os reservatórios de acumulação tiveram o menor tempo de meia vida e, as três PCHs, tiveram o maior tempo de meia vida (Figural 11 B).

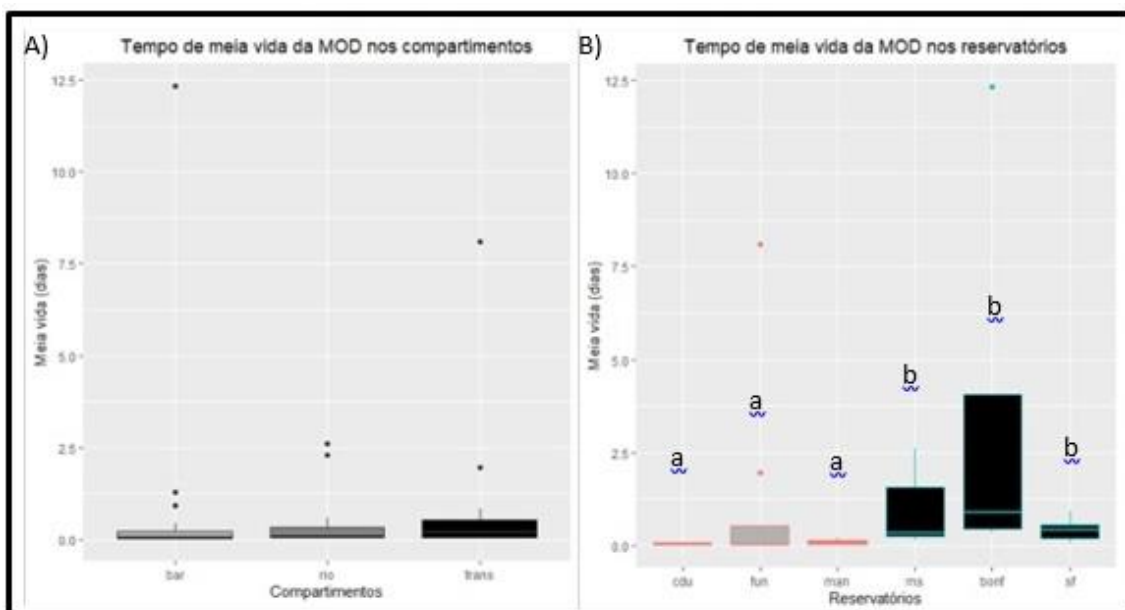


Figura 11 - A) Tempo de meia vida entre os compartimentos. Bar = barragem; trans = transição. B) Tempo de meia vida entre os reservatórios. Cdu = Chapéu D’Uvas; fun = Funil; man = Manacás; ms = Monte Serrat; bonf = Bonfante; sf = Santa Fé. As caixas com margem rosa representam os reservatórios de acumulação, e as caixas com margem azul representam os reservatórios a fio d’água. As diferenças foram marcadas com letras diferentes.

3.2 EXPERIMENTO 2

A cor da água (abs 430 nm) variou igualmente entre os reservatórios de acumulação. Houve um aumento na coloração no 45° dia nos três reservatórios e, especialmente em Manacás, houve também um outro aumento no dia 15, seguidos por uma queda nos dias subsequentes (Figura 12 A). Entre os reservatórios a fio d’água, o aumento da coloração ocorreu antes, no 30° dia e, especificamente em Bonfante, se deu

no 45º dia, seguido também por uma queda da coloração nos dias subsequentes (Figura 12 B).

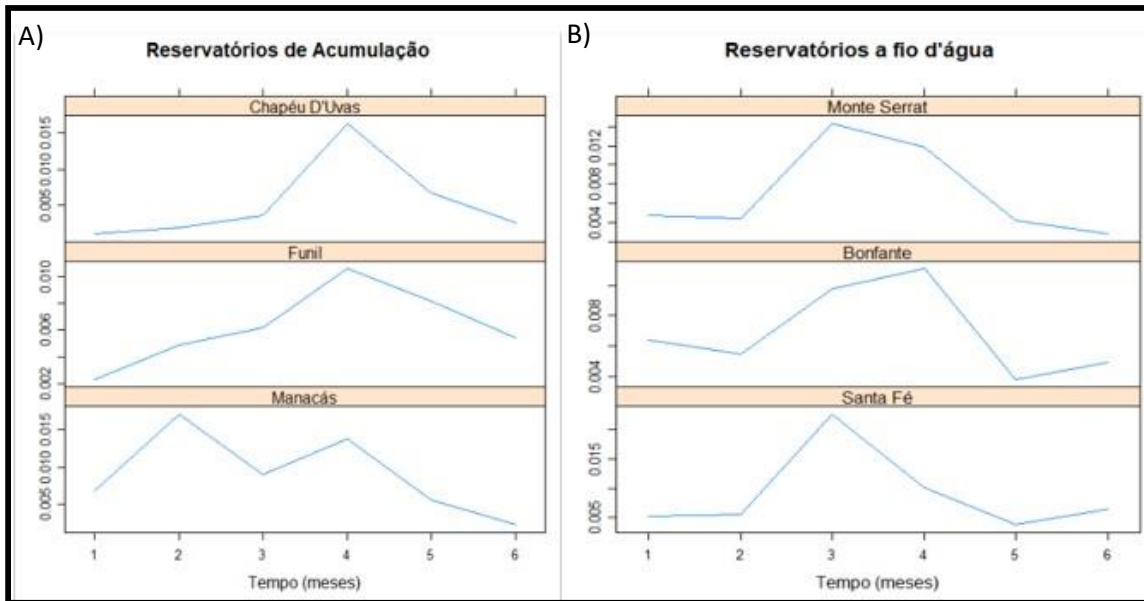


Figura 12 - A) Variação da cor da água ao longo do tempo de incubação nos reservatórios de acumulação. B) Variação da cor da água ao longo do tempo de incubação nos reservatórios a fio d'água. 1 = 1º dia de incubação; 2 = 15º dia de incubação; 3 = 30º dia de incubação; 4 = 45º dia de incubação; 5 = 75º dia de incubação; 6 = 105º dia de incubação.

A concentração de carbono manteve-se constante ao longo do tempo de incubação, tendo um aumento significativo entre os dias 75 e 105, em todos os reservatórios (Figuras 13 A e 13 B).

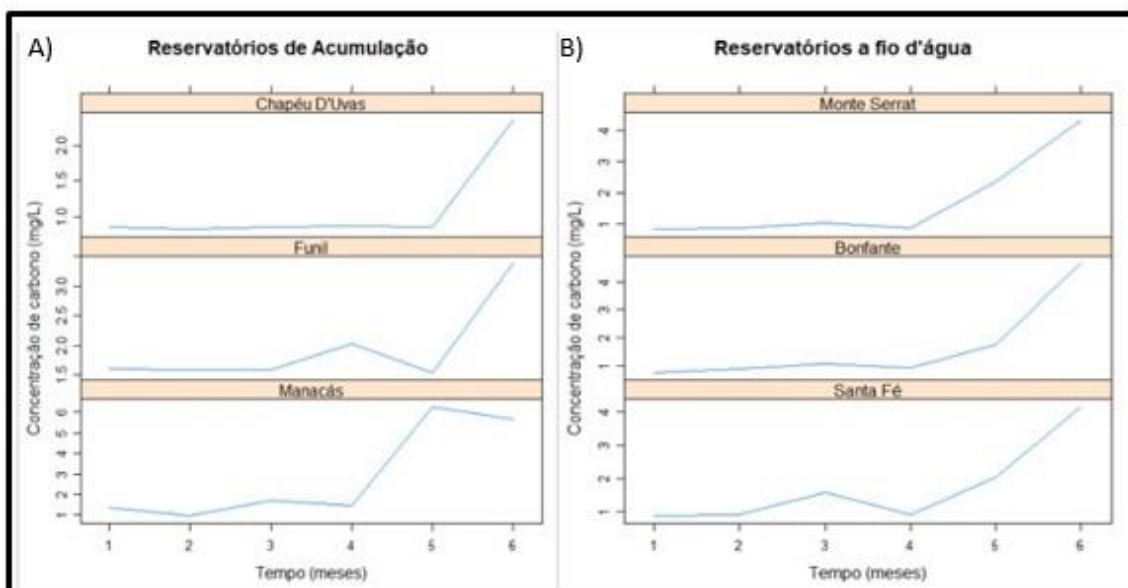


Figura 13 - A) Concentração de carbono nos reservatórios de acumulação Chapéu D'Uvas, Funil e Manacás. B) Concentração de carbono nos reservatórios a fio d'água Monte Serrat, Bonfante e

Santa Fé. 1 = 1° dia de incubação; 2 = 15° dia de incubação; 3 = 30° dia de incubação; 4 = 45° dia de incubação; 5 = 75° dia de incubação; 6 = 105° dia de incubação.

As concentrações de nitrogênio, em Chapéu D'Uvas, apresentaram um padrão que indicava a ocorrência de um processo de reciclagem, já que houve sucessivos aumentos (dias 15 e 45), intercalados com significativas diminuições nas concentrações (dias 30 e 105; Figura 14 A). Em Manacás também ocorreu este mesmo padrão, porém em dias alternados aos de Chapéu D'Uvas: os aumentos nas concentrações ocorreram nos dias 30 e 105, enquanto as diminuições ocorreram nos dias 15 e 75 (Figura 14 A). Em Funil, as alterações nas concentrações não foram significativas em nenhum dia (Figura 14 A). Já nos reservatórios a fio d'água, o padrão de reciclagem se repetiu (Figura 14 B): em Monte Serrat e Bonfante houve aumento na concentração no dia 45, diminuição no dia 75 e novo aumento no dia 105. Em Santa Fé, o aumento ocorreu antes, no dia 30, diminuição no dia 45 e novo aumento no dia 105.

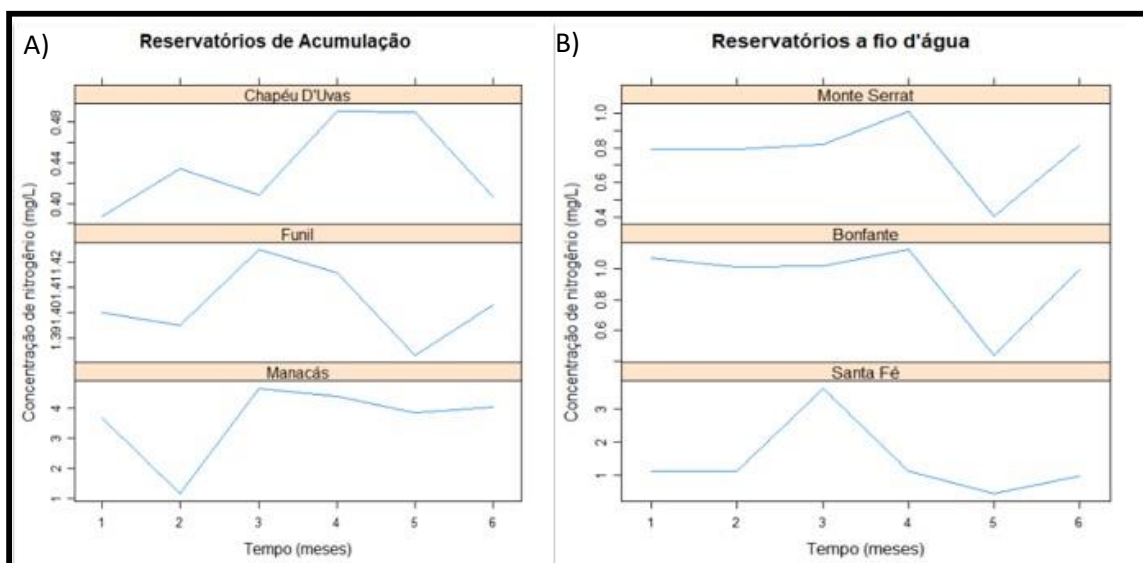


Figura 14 - A) Concentração de nitrogênio nos reservatórios de acumulação Chapéu D'Uvas, Funil e Manacás. B) Concentração de nitrogênio nos reservatórios a fio d'água Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé. 1 = 1° dia de incubação; 2 = 15° dia de incubação; 3 = 30° dia de incubação; 4 = 45° dia de incubação; 5 = 75° dia de incubação; 6 = 105° dia de incubação.

Já as concentrações de fósforo, nos reservatórios de acumulação, não seguiram um padrão semelhante. Em Chapéu D'Uvas, houve uma diminuição significativa no dia 105 em comparação com o 1° dia (Figura 15 A); em Funil, ocorreu o processo inverso, pois houve um aumento significativo no dia 105 em comparação com o 1° dia (Figura 15 A). Já em Manacás as concentrações iniciais e finais foram semelhantes e as variações ocorreram no meio do experimento, com aumento da concentração nos dias 15 e 30, seguidos de uma diminuição nos dias subsequentes (Figura 15 A). No entanto, os

reservatórios a fio d'água apresentaram exatamente o mesmo padrão, com aumento significativo no dia 30 e diminuição no dia 75 (Figura 15 B).

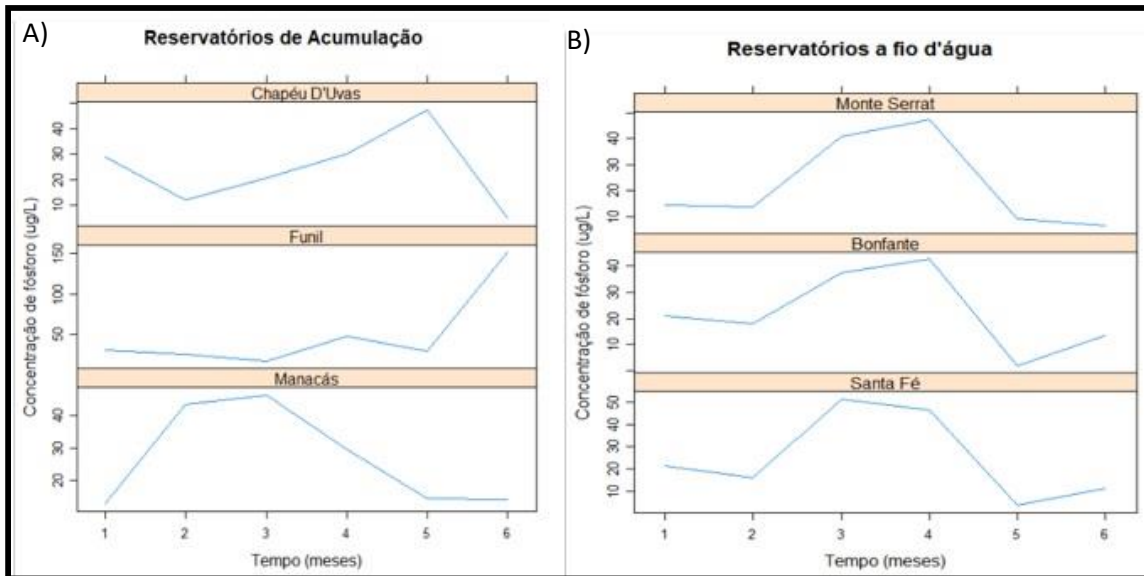


Figura 15 – A) Concentração de fósforo nos reservatórios de acumulação Chapéu D'Uvas, Funil e Manacás. B) Concentração de fósforo nos reservatórios a fio d'água Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé. 1 = 1° dia de incubação; 2 = 15° dia de incubação; 3 = 30° dia de incubação; 4 = 45° dia de incubação; 5 = 75° dia de incubação; 6 = 105° dia de incubação.

A degradação de carbono variou de 0% nos compartimentos rio de Chapéu D'Uvas, transição de Funil, barragem de Manacás e todos os compartimentos de Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé a 48% na barragem de Manacás. Não foram registradas diferenças na degradação de carbono entre os compartimentos (a menor média foi encontrada na transição, sendo de 2% ($\pm 0,03$) e a maior foi no rio, sendo de 11% ($\pm 0,17$); Figura 16 A). Entre os reservatórios, Bonfante e Santa Fé apresentaram a menor degradação de carbono, sendo de 0% ($\pm 0,001$ e 0, respectivamente) e, a maior, foi registrada em Manacás, sendo de 34% ($\pm 0,22$; Figura 16 B).

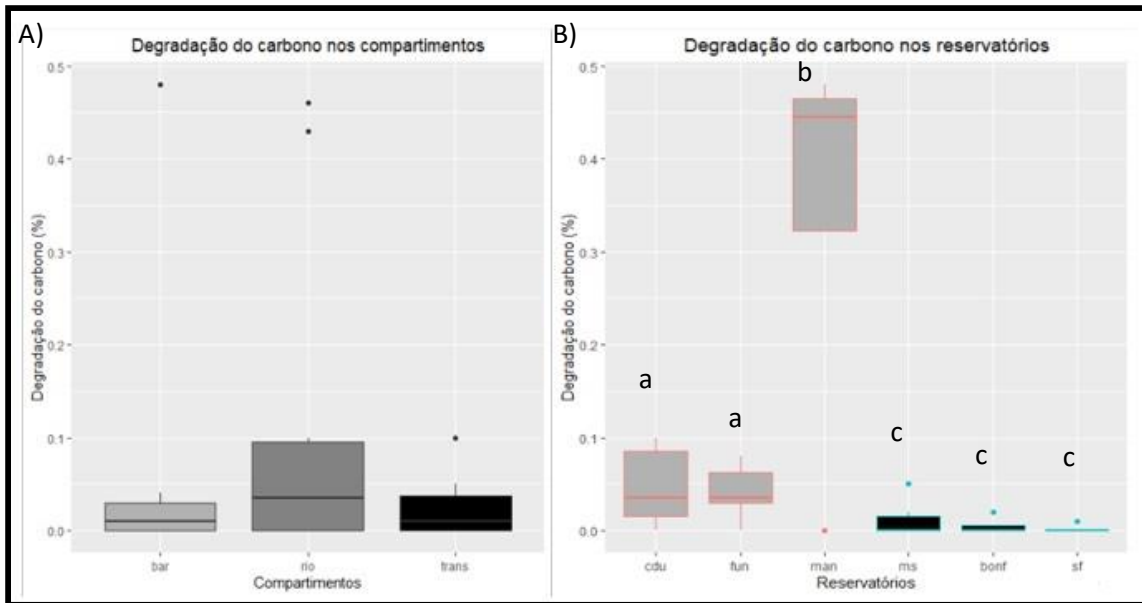


Figura 16 – A) Degradação do carbono (em porcentagem) nos compartimentos. Bar = barragem; trans = transição; B) Degradação do carbono (em porcentagem) nos reservatórios. Cdu = Chapéu D’Uvas; fun = Funil; man = Manacás; ms = Monte Serrat; bonf = Bonfante; sf = Santa fé. A linha central indica a mediana, as caixas indicam os quartis inferior e superior, as linhas verticais representam os valores mínimos e máximos e os pontos representam os outliers. As caixas com margem rosa representam os reservatórios de acumulação, e as caixas com margem azul representam os reservatórios a fio d’água. As diferenças foram marcadas com letras diferentes.

A degradação de nitrogênio variou de 0% nos compartimentos rio e transição de Chapéu D’Uvas, rio e transição de Funil e barragem de Manacás a 77% no compartimento rio de Manacás. Não foram registradas diferenças na degradação de nitrogênio entre os compartimentos (a menor média foi encontrada no rio, sendo de 30% ($\pm 0,30$) e a maior foi na barragem, sendo de 40% ($\pm 0,32$); Figura 17 A). Entre os reservatórios, as menores degradações de nitrogênio foram encontradas em Funil, sendo de 3% ($\pm 0,02$) e, em Chapéu D’Uvas, foi de 4% ($\pm 0,03$), enquanto que, entre os outros reservatórios, não houve diferenças significativas, sendo que Santa Fé registrou a maior degradação de nitrogênio, com 60% ($\pm 0,13$; Figura 17 B).

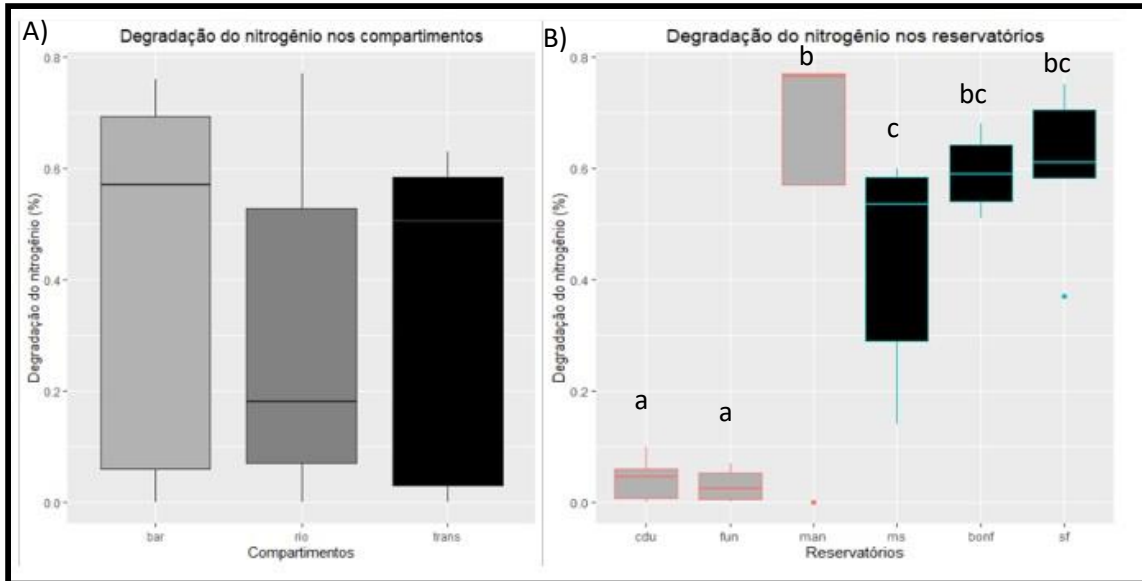


Figura 17 – A) Degradação do nitrogênio (em porcentagem) nos compartimentos. Bar = barragem; trans = transição; B) Degradação do nitrogênio (em porcentagem) nos reservatórios. Cdu = Chapéu D’Uvas; fun = Funil; man = Manacás; ms = Monte Serrat; bonf = Bonfante; sf = Santa fé. A linha central indica a mediana, as caixas indicam os quartis inferior e superior, as linhas verticais representam os valores mínimos e máximos e os pontos representam os outliers. As caixas com margem rosa representam os reservatórios de acumulação, e as caixas com margem azul representam os reservatórios a fio d’água. As diferenças foram marcadas com letras diferentes.

A degradação de fósforo variou de 9% no compartimento barragem de Manacás a 100% também no compartimento barragem, de Santa Fé. Não foram registradas diferenças na degradação de fósforo entre os compartimentos (a menor média foi encontrada no rio, sendo de 52% ($\pm 0,27$) e a maior foi na transição, sendo de 76% ($\pm 0,22$); Figura 18 A). Entre os reservatórios, a menor degradação de fósforo foi encontrada em Manacás, sendo de 15% ($\pm 0,04$) e a maior foi encontrada em Bonfante, sendo de 90% (± 0); Figura 18 B).

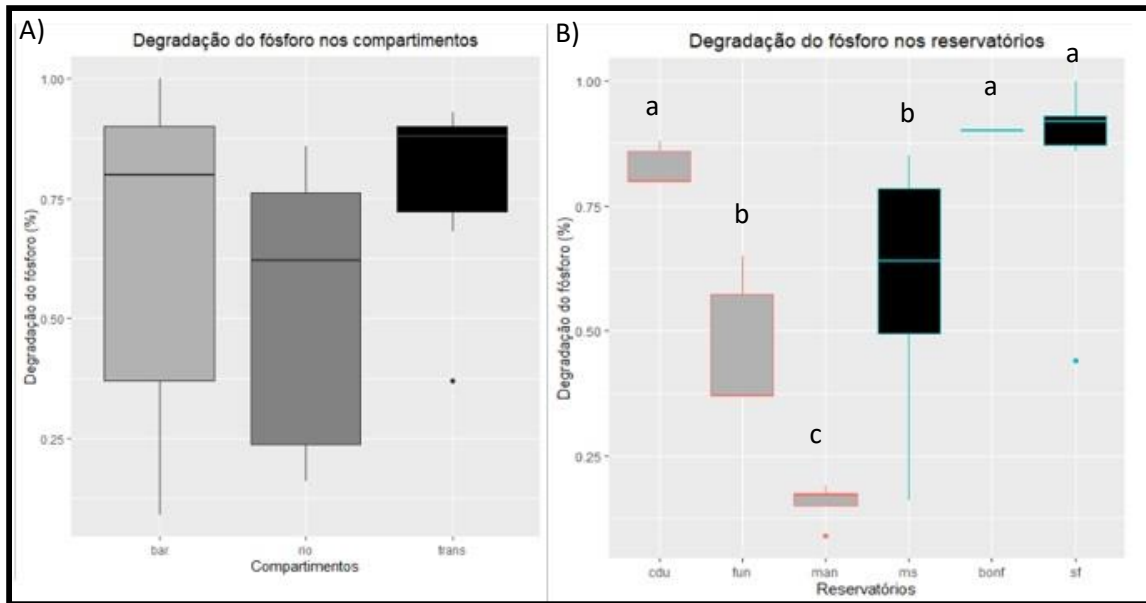


Figura 18 – A) Degradação do fósforo (em porcentagem) nos compartimentos. Bar = barragem; trans = transição; B) Degradação do fósforo (em porcentagem) nos reservatórios. Cdu = Chapéu D’Uvas; fun = Funil; man = Manacás; ms = Monte Serrat; bonf = Bonfante; sf = Santa fé. A linha central indica a mediana, as caixas indicam os quartis inferior e superior, as linhas verticais representam os valores mínimos e máximos e os pontos representam os outliers. As caixas com margem rosa representam os reservatórios de acumulação, e as caixas com margem azul representam os reservatórios a fio d’água. As diferenças foram marcadas com letras diferentes.

Na Análise de Componentes Principais (PCA), as três PCHs mostraram grande semelhança entre si, formando um *cluster* em relação ao segundo eixo, junto com as variáveis turbidez e oxigênio dissolvido, que apresentaram os maiores valores nestes reservatórios. Já os reservatórios de acumulação se correlacionaram mais com as demais variáveis, sendo que Chapéu D’Uvas apresentou os maiores valores de fósforo e razão C:N; Funil, os maiores valores de temperatura, clorofila e carbono orgânico dissolvido e, Manacás, os maiores valores de pH, SUVA, C:P, N:P e nitrogênio dissolvido (Figura 19).

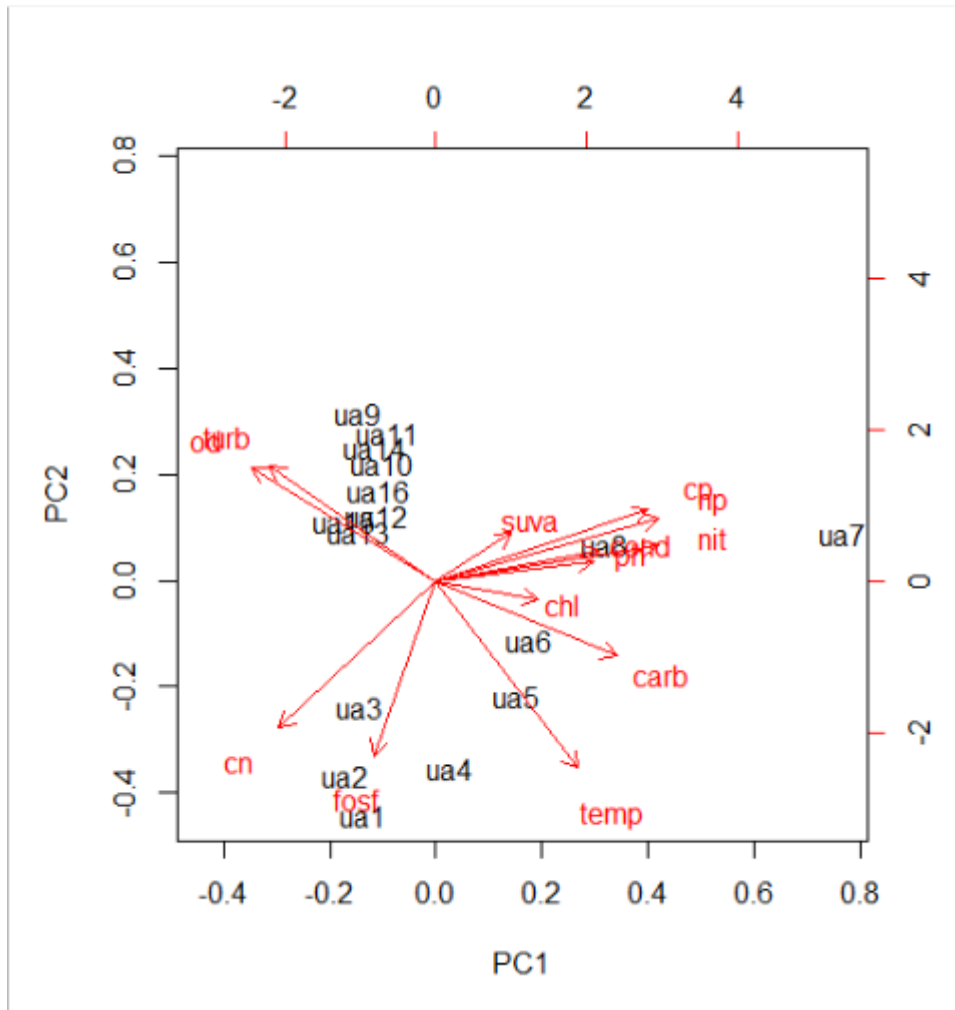


Figura 19 - Análise de componentes principais (PCA) das variáveis: oxigênio dissolvido (od), turbidez (turb), suva, razões C:N (cn), C:P (cp) e N:P (np), condutividade (cond), ph, clorofila (chl), carbono (carb), nitrogênio (nit), fósforo (fosf) e temperatura (temp), de seis reservatórios tropicais e seus respectivos compartimentos (rio, transição e barragem). Unidades amostrais “ua1”, “ua2” e “ua3” representam os compartimentos rio, transição e barragem de Chapéu D’Uvas, respectivamente; unidades amostrais “ua4”, “ua5” e “ua6” representam os compartimentos rio, transição e barragem de Funil, respectivamente; unidades amostrais “ua7” e “ua8” representam os compartimentos rio e barragem de Manacás, respectivamente; unidades amostrais “ua9”, “ua10” e “ua11” representam os compartimentos rio, transição e barragem de Monte Serrat, respectivamente; unidades amostrais “ua12” e “ua13” representam os compartimentos transição e barragem de Bonfante, respectivamente; unidades amostrais “ua14”, “ua15” e “ua16” representam os compartimentos rio, transição e barragem de Santa Fé, respectivamente.

4 DISCUSSÃO

Os ecossistemas aquáticos são importantes componentes dos ciclos biogeoquímicos globais, pelo processamento e decomposição da matéria orgânica, emissão de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e outros gases (TRANVIK et al., 2009). De maneira geral, a decomposição da matéria orgânica dissolvida (MOD) é realizada pelas bactérias heterotróficas e é diretamente influenciada pela sua qualidade e pela disponibilidade de nutrientes (e.g. FARJALLA et al., 2002, 2009; AMADO et al., 2007). A demanda por energia e outros serviços têm resultado na construção de diversos reservatórios artificiais, que compõe importante fração nos ciclos biogeoquímicos de ambientes aquáticos continentais (e.g. BARROS et al., 2011; ALMEIDA, 2019). Estes ambientes são reconhecidos por apresentarem características mistas entre ambientes lênticos e lóticos e, assim, apresentam compartimentos com características limnológicas distintas. Por exemplo, a importância relativa da matéria orgânica alóctone para o metabolismo deve ser maior nas áreas de entrada de rios e, a maior importância relativa da matéria orgânica autóctone ocorre mais próximo das barragens. Dessa maneira, pode-se prever que os processos de decomposição e reciclagem da matéria apresente variação espacial em reservatórios. Nesse estudo, não verificamos diferenças nas taxas de degradação da MOD entre os compartimentos dos reservatórios, nem ficou claro o papel do estado trófico para a decomposição da matéria orgânica dissolvida, refutando as hipóteses propostas. Aqui iremos discutir os potenciais mecanismos que afetaram o processo de degradação da MOD, em detrimento do que foi previsto pelas nossas hipóteses de trabalho.

A compartimentalização em reservatórios já foi verificada em inúmeros estudos, e pode ser influenciada pelo tempo de residência nos mesmos. Segundo Kennedy e Walker (1990), a máxima compartimentalização é esperada principalmente em reservatórios com longos tempos de residência. Já reservatórios com tempos de residência curtos ou intermediários, como os estudados no presente trabalho (TRH variou de 3 a 178 dias), podem não apresentar uma compartimentalização tão nítida, dependendo de algumas características ambientais (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Por exemplo, a estação do ano é um dos principais fatores que podem afetar o tempo de residência hidráulica. Geralmente, os reservatórios tendem a ter um tempo de residência maior nas estações mais secas, porque a água precisa ficar represada por mais tempo para suprir as demandas necessárias neste período. Por outro lado, nas estações chuvosas, o tempo de residência tende a ser menor, já que o volume de água que entra no reservatório é consideravelmente maior e precisa ser liberado através das comportas

(PACHECO et al., 2015). Como as coletas foram feitas entre os meses de junho e julho, que são caracterizados por um tempo de retenção maior, mas que não foi grande o suficiente para que a compartimentalização se torne nítida, é possível que as características da zona lacustre (e.g. MOD mais lábil) tenham se sobressaído em relação às características dos outros compartimentos, que podem ter ficado restritas a uma pequena parte, pelo menos nos reservatórios de acumulação (Chapéu D’Uvas, Funil e Manacás). Já as três PCHs possivelmente apresentaram características mais semelhantes a ecossistemas lóticos (e.g. MOD mais refratária), já que o fluxo de água nestes reservatórios é alto, por princípio, acarretando um baixo tempo de residência (ALMEIDA, 2017). Portanto, o tempo de residência dos reservatórios parece ter sido o principal responsável pelo baixo grau de compartimentalização encontrado e, por consequência, pela não diferenciação das taxas de decomposição (Figuras 10, 16, 17 e 18) e qualidade da MOD (Tabelas 2 e 3) entre as três regiões de coleta nos reservatórios estudados. Isso também fica evidente na classificação média de estado trófico entre oligotrófico e mesotrófico nos três compartimentos analisados.

Alternativamente, pode ter havido lacunas causadas pelo delineamento experimental utilizado. Como os reservatórios somente foram amostrados uma vez durante o estudo, não foi possível realizar comparação entre os três pontos de coleta de um único reservatório. Essa comparação foi realizada agrupando os três compartimentos de todos os reservatórios, que apresentaram heterogeneidade de estados tróficos, processos de decomposição da MOD e características limnológicas entre si (e.g. Figuras 10, 11, 16-18).

A degradação da matéria orgânica também não sofreu influência do estado trófico dos reservatórios, conforme previa nossa segunda hipótese. Por exemplo, os reservatórios Bonfante e Santa Fé, que apresentaram condições de ambiente mesotrófico (no presente estudo, todos os reservatórios foram classificados entre oligotróficos e mesotróficos), apresentaram baixas taxas de decomposição, semelhantes ao reservatório Monte Serrat. Portanto, sugerimos que o tipo de reservatório, acumulação (Chapéu D’uvas, Funil e Manacás) ou fio d’água (PCHs Monte Serrat, Bonfante e Santa Fé), foi o fator mais relevante para determinar a intensidade do processo de degradação bacteriana da MOD.

A caracterização limnológica dos compartimentos e reservatórios amostrados foi realizada através da PCA. Dois componentes principais permitiram representar cerca de 64% da variância dos dados, apresentados no gráfico *biplot*, que revela a separação das amostras e das variáveis mais importantes (Figura 19). Os resultados da PCA confirmaram a divisão dos reservatórios em dois grupos, de acordo com o tipo. Os reservatórios de acumulação se ordenam

de forma semelhante em relação ao primeiro componente, sendo que todos os compartimentos de Chapéu D'Uvas apresentaram as maiores razões C:N e as maiores concentrações de fósforo, enquanto os compartimentos de Funil apresentaram as maiores concentrações de fósforo, temperatura, carbono e clorofila; já a barragem de Manacás apresentou as maiores razões C:P e N:P, assim como as maiores concentrações de nitrogênio, pH e condutividade elétrica. Já as três PCHs se distribuíram de forma semelhante em relação ao segundo componente e apresentaram os valores mais altos e expressivos de turbidez e oxigênio dissolvido, em contraste com os reservatórios de acumulação. Sabe-se que valores elevados de turbidez causam uma redução da produção primária, já que algumas espécies de algas possuem maiores requerimentos por luz. Conseqüentemente, isso teria gerado uma baixa produção primária, o que afetou diretamente a decomposição biológica da MOD (ROLAND & ESTEVES, 1998; ALLENDE et al., 2009; BARROS et al., 2010). Portanto, os altos valores de turbidez encontrados nos reservatórios a fio d'água, associados às menores taxas de decomposição da MOD, indicam que este pode ser um dos principais fatores limitantes para a proliferação do fitoplâncton, ocasionando, assim, uma menor produção de MOD autóctone.

Uma importante consideração ainda é que foram encontradas macrófitas aquáticas dominando todos os pontos amostrados nas três PCHs. Como muitas espécies de macrófitas são capazes de se desenvolver em condições altamente turvas (SCHEFFER, 1997; RUGGIERO et al., 2003), estes organismos também poderiam estar contribuindo para limitar o crescimento do fitoplâncton nas PCHs. Diversos estudos sugerem que macrófitas aquáticas, especialmente macrófitas submersas, podem inibir o crescimento do fitoplâncton. Os principais mecanismos relacionados a diminuição da comunidade fitoplanctônica na presença de macrófitas são competição por recursos (luz, nutrientes) e liberação de substâncias alelopáticas por algumas espécies de macrófitas (ALLENDE et al., 2009). Mesmo que as macrófitas representem uma fonte de MOD lábil para as bactérias, assim como o fitoplâncton, a decomposição da celulose e da lignina presentes em sua estrutura libera quantidades significativas de substâncias húmicas no meio (FARJALLA et al., 2009), fazendo com que a degradação biológica da MOD ocorra de forma mais lenta.

Em um experimento realizado por Catalán et al. (2016), a taxa de degradação da MOD apresentou forte correlação negativa com o tempo de residência dos ecossistemas, devido principalmente à influência de outros fatores além da degradação biológica, como a fotodegradação. A exposição à radiação faz com que a MOD perca a reatividade à medida que o tempo de residência aumenta, tornando-o mais refratária nos ecossistemas com maior tempo

de residência, já que a fração lábil é rapidamente consumida assim que entra no ecossistema. Em nosso estudo, no entanto, os experimentos de incubação foram realizados em laboratório, em meios controlados, excluindo-se, assim, os efeitos da radiação solar e outros fatores externos, como temperatura. Por isso, nossos resultados contrastam com os resultados obtidos por estes autores.

No Experimento 2 fica nítido que houve um processo de humificação em todas as amostras analisada (Figura 12). Em todos os reservatórios, houve um aumento da coloração da água no meio do experimento, sendo que nos reservatórios de acumulação houve um pico no 45º dia (com exceção de Manacás, que também teve pico no 15º dia) e, nos reservatórios a fio d'água, o pico ocorreu um pouco antes, em torno do 30º dia. No entanto, ao final do experimento (dia 105 de incubação), houve uma diminuição significativa da coloração da água, sugerindo que houve prevalência da degradação em detrimento da humificação. Portanto, a comunidade bacteriana degradou tanto as frações lábeis, que estavam presentes no início do experimento, quanto as frações mais refratárias, geradas a partir do processo de formação de substâncias húmicas. Resultados parecidos foram obtidos por Bitar (2003), em que também ocorreu consumo destas duas formas de matéria orgânica dissolvida.

Além disso, também houve aumento das concentrações de carbono (Figuras 13 e 16) em todas as amostras analisadas, embora não tenha ocorrido nenhuma entrada deste nutriente nos frascos durante o período experimental. De acordo com Farjalla et al. (2006), baixas concentrações de nutrientes (como as que ocorreram no presente estudo) são os principais responsáveis por limitar o metabolismo bacteriano e a absorção de COD, o que pode ter levado a um processo de morte celular bacteriana. Billen e Servais (1990), numa comparação da mortalidade bacteriana entre sistemas oligo e eutróficos, identificaram que a quantidade de recursos disponíveis foi o principal fator de controle da comunidade bacteriana, ao invés de predação ou infecção viral. Em ecossistemas de menor estado trófico, o controle bottom-up parece exercer maior influência no metabolismo bacteriano, enquanto que em ecossistemas mais eutróficos, o controle top-down tem maior influência.

Em relação a ciclagem de nitrogênio, as menores degradações foram encontradas em Chapéu D'Uvas e Funil (Figuras 14 e 17). De acordo com Horvath et al. (2013), baixas razões N:P, como as que ocorrem nestes dois reservatórios, podem estar relacionadas à cianobactérias fixadoras de nitrogênio. Estes dois reservatórios também apresentam outras condições favoráveis ao estabelecimento de cianobactérias, já que possuem os maiores tempos de residência e as maiores concentrações de fósforo (Tabelas 1 e 3) (CHORUS &

BARTRAN, 1999; MEDEIROS, 2016; PERSAUD et al., 2015; ZHANG et al., 2015). A diminuição da disponibilidade de nitrogênio pode ser, então, devido a processos como assimilação de N, nitrificação e/ou processos de sedimentação (TRAVASSOS, 2016). Portanto, é possível que a maior parte do N tenha ficado retido na biomassa das cianobactérias, que foram removidas durante o processo de filtração. Sendo assim, a biodisponibilidade de nitrogênio foi menor nos dois reservatórios onde a maior parte da concentração deste nutriente estava sob a forma particulada. Já as concentrações de fósforo foram mais constantes ao longo do tempo (Figuras 15 e 18), provavelmente porque sofreram sucessivas reciclagens internas, já que não há perda deste nutriente nas condições experimentais do presente estudo (THOMPSON & COTNER, 2018).

Por fim, de acordo com Servais et al. (1987), em baixas concentrações de nutrientes, toda a cinética de crescimento e mortalidade devem ser levadas em consideração para interpretar as variações temporais. Além disso, o método empregado para caracterizar a ciclagem dos nutrientes pode não ser muito preciso quando a concentração inicial da MOD é baixa, já que não detecta pequenas mudanças ao longo do tempo (BERGGREN et al., 2015). Por este motivo, é necessário aumentar o tempo de incubação ou fazer a estimativa a partir de outros métodos, como através da mortalidade celular (e.g. SERVAIS et al., 1987).

5 CONCLUSÕES

Concluimos que o tempo de residência desempenha importante influência na dinâmica de decomposição da MOD dos reservatórios. Os relativamente baixos tempos de residência devem ter causado a homogeneização espacial da qualidade da MOD e, portanto, as diferenças entre os compartimentos não foram identificadas. Além disso, concluimos que o tipo do reservatório exerce uma grande influência na degradação e ciclagem de nutrientes, sendo que estes processos ocorrem de forma mais intensa nos reservatórios de acumulação do que nos reservatórios a fio d'água, possivelmente porque os primeiros apresentam maiores tempos de residência hidráulica, o que é ideal para o estabelecimento da comunidade fitoplanctônica, que fornecem MOD mais lábil para as bactérias. Também observamos que ecossistemas com grande quantidade de MOD lábil podem sofrer processos de reciclagem interna de nutrientes, como humificação, aumentando ainda mais a concentração dos nutrientes presentes no meio. Mais estudos precisam ser feitos para entender de fato a dinâmica da ciclagem de nutrientes realizadas através de incubações, com atenção especial ao processo de produção de biomassa bacteriana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Resolução nº 399, de 22 de julho de 2004**. Altera a Portaria nº 707, de 17 de outubro de 1994, do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica, e dá outras providências. Disponível em:
<<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2004/399-2004.pdf>> Acesso em: 05 de maio de 2020.

_____. **Resolução nº 99, de 09 de março de 2005**. Emite outorga preventiva de direito de uso de recursos hídricos à Companhia de Saneamento Municipal (CESAMA) para a captação de água na barragem de Chapéu D’Uvas, com finalidade de abastecimento público no município de Ewbank da Câmara. Disponível em:
<<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2005/099-2005.pdf>>. Acesso em: 05 de maio de 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Resolução Normativa nº 673, de 4 de agosto de 2015**. Estabelece os requisitos e procedimentos para a obtenção de outorga de autorização para exploração de aproveitamento de potencial hidráulico com características de Pequena Central Hidrelétrica – PCH. Disponível em:
<<https://www.aneel.gov.br/documents/656877/14486448/ren2015673.pdf>>. Acesso em: 06 de maio de 2020.

AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M.; GOMES, L. C. **Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, p. 97-111, 1997.

ALCÂNTARA JÚNIOR, L.C. **Diagnóstico dos impactos socioambientais da Represa Chapéu D’Uvas e análise de sua importância para o município de Juiz de Fora**. 2007. 99 p. Monografia (Graduação em Geografia). Centro de Ensino Superior de Juiz de Fora. 2007.

ALLENDE, L., et al. **Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina)**. Hydrobiologia, v. 624, n. 1, p. 45-60, 2009.

ALMEIDA, R.M. **Respostas biogeoquímicas de um grande rio amazônico a mudanças ambientais**. 2017. 110 p. Tese de Doutorado (Ecologia). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2017.

ALMEIDA, R.M. et al. **Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning**. Nature communications, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2019.

AMADO, A.M. **Foto-degradação e degradação microbiana da matéria orgânica dissolvida em ecossistemas aquáticos amazônicos de águas claras**. 2004. 64 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2004.

AMADO, A.M., et al. **Contrasting interactions mediate dissolved organic matter decomposition in tropical aquatic ecosystems**. Aquatic Microbial Ecology, v. 49, n. 1, p. 25-34, 2007.

AMADO, A.M., et al. **Tropical freshwater ecosystems have lower bacterial growth efficiency than temperate ones**. Frontiers in microbiology, v. 4, p. 167, 2013.

- ASSESSMENT, Millennium Ecosystem. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water.** World Resources Institute, 2005.
- AZAM, F., et al. **The ecological role of water-column microbes in the sea.** Marine ecology progress series, p. 257-263, 1983.
- AZEVEDO, M.T. P., et al. ***Limnothrix bicudo*, a new species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from Southeast of Brazil.** Archiv für Hydrobiologie–Algological Studies, v. 109, p. 93-102, 2003.
- AZEVEDO, J.C.R., et al. **Caracterização espectroscópica da matéria orgânica dissolvida da planície de inundação do alto rio Paraná.** Oecologia Brasiliensis, v. 12, n. 1, p. 7, 2008b.
- BARBOSA, F. A. R., et al. **The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil.** 1999.
- BARROS, N., et al. **Virus-bacterium coupling driven by both turbidity and hydrodynamics in an Amazonian floodplain lake.** Applied and environmental microbiology, v. 76, n. 21, p. 7194-7201, 2010.
- BARROS, N., et al. **Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude.** Nature Geoscience, v. 4, n. 9, p. 593-596, 2011.
- BATTIN, T.J., et al. **The boundless carbon cycle.** Nature Geoscience, v. 2, n. 9, p. 598-600, 2009.
- BAUMGARTEN, M.; POZZA, S. B. **Qualidade de águas: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental.** 2001.
- BENNER, R. **Chemical composition and reactivity.** Biogeochemistry of marine dissolved organic matter, v. 3, p. 56-90, 2002.
- BENNION, H. et al. **A comparison of diatom phosphorus transfer functions and export coefficient models as tools for reconstructing lake nutrient histories.** Freshwater Biology, v. 50, n. 10, p. 1651-1670, 2005.
- BERGGREN, M.; LAPIERRE, J.F.; DEL GIORGIO, P.A. **Magnitude and regulation of bacterioplankton respiratory quotient across freshwater environmental gradients.** The ISME journal, v. 6, n. 5, p. 984-993, 2012.
- BERGGREN, M. et al. **Toward an ecologically meaningful view of resource stoichiometry in DOM-dominated aquatic systems.** Journal of plankton research, v. 37, n. 3, p. 489-499, 2015.
- BEYERS, R.J.; ODUM, H.T. **Ecological microcosms.** Springer Science & Business Media, 2012.
- BILLEN, G.; SERVAIS, P.; BECQUEVORT, S. **Dynamics of bacterioplankton in oligotrophic and eutrophic aquatic environments: bottom-up or top-down control?.** Hydrobiologia, v. 207, n. 1, p. 37-42, 1990.
- BITAR, A. L. **Mineralização e formação de gases da degradação de *Eichhornia azurea* Kunth e *Egeria najas* Planch.** 2003. 118 p. Doutorado (Ciências). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2003.

- BOLETIM DE DIVULGAÇÃO DA A3P N 162. Escola de Engenharia da UFRJ. **Visita às obras das hidrelétricas de Monte Serrat, Bonfante e Santa fé.** 2008. Disponível em: <http://www.a3p.poli.ufrj.br/boletins/boletim_a3p_162.pdf>. Acesso em: 10 de jan. de 2020.
- BORGES, D. V.C. **Avaliação da qualidade da água e ocorrência de cianobactérias do ribeirão do Funil, Ouro Preto-MG.** 2009.
- BRASIL PCH. **Empreendimentos.** Disponível em: <<http://www.brasilpch.com.br/empreendimento/>>. Acesso em: 10 de jan. de 2020.
- BRIAND, E., et al. **The use of oxygen microprobes to measure bacterial respiration for determining bacterioplankton growth efficiency.** *Limnology and Oceanography: Methods*, v. 2, n. 12, p. 406-416, 2004.
- CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** São Carlos, SP, 1988.
- CARDOSO, S.J. **Influência da morfometria de lagos na diversidade fitoplanctônica.** 2009. 104 p. Dissertação de Mestrado (Ecologia). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2009.
- CARLSON, R.E.. **A trophic state index for lakes 1.** *Limnology and oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- CARMOUZE, J.P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas.** Edgard Blucher/FAPESP, 1994.
- CASTELLO, L.; MACEDO, M.N. **Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems.** *Global change biology*, v. 22, n. 3, p. 990-1007, 2016.
- CATALÁN, N., et al. **Organic carbon decomposition rates controlled by water retention time across inland waters.** *Nature Geoscience*, v. 9, n. 7, p. 501-504, 2016.
- CAVALCANTI, B. S.; MARQUES, G. R. G.. **Recursos hídricos e gestão de conflitos: A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul a partir da crise hídrica de 2014-2015.** *Revista de Gestão dos Países de Língua Portuguesa*, v. 15, n. 1, p. 04-16, 2016.
- CEIVAP. **Plano de recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul – Resumo: Análise dos impactos e das medidas mitigadoras que envolvem a construção e operação de usinas hidrelétricas.** 2007. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-RE-009-R1.pdf>>. Acesso em: 06 de maio de 2020.
- CESAMA, COMPANHIA DE SANEAMENTO MUNICIPAL DE JUIZ DE FORA. **Níveis Chapéu D’Uvas – histórico.** Planilha eletrônica. Juiz de Fora, 2017.
- CHEN, J., et al. **Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions.** *Chemosphere*, v. 48, n. 1, p. 59-68, 2002.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** CRC Press, 1999.
- CLOERN, J.E.; JASSBY, A.D. **Patterns and scales of phytoplankton variability in estuarine–coastal ecosystems.** *Estuaries and coasts*, v. 33, n. 2, p. 230-241, 2010.
- COFFIN, R.B. et al. **Availability of dissolved organic carbon to bacterioplankton examined by oxygen utilization.** *Marine Ecology Progress Series*, p. 9-22, 1993.

- COLE, J.J., et al. **Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview**. Marine ecology progress series. Oldendorf, v. 43, n. 1, p. 1-10, 1988.
- COLE, J.J., et al. **Differential support of lake food webs by three types of terrestrial organic carbon**. Ecology Letters, v. 9, n. 5, p. 558-568, 2006.
- COLE, J.J., et al. **Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget**. Ecosystems, v. 10, n. 1, p. 172-185, 2007.
- CONAMA, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf>. Acesso em: 06 de maio de 2020.
- COPAM, CONSELHO DE POLÍTICA AMBIENTAL. **Deliberação Normativa nº 016, de 24 de setembro de 1996**. Dispõe sobre o enquadramento das águas estaduais da bacia do rio Paraíba. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/Minas%20Gerais%20-%20Rio%20Paraibuna%20-%20Bacia%20do%20Para%C3%ADba%20do%20Sul.pdf>>. Acesso em: 06 de maio de 2020.
- COTNER, J.B.; BIDDANDA, B.A. **Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems**. Ecosystems, v. 5, n. 2, p. 105-121, 2002.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI, I. **Humificação e mineralização de macrófitas aquáticas: uma revisão sobre esses processos**. Oecologia Brasiliensis, v. 13, n. 4, p. 665-675, 2009.
- CURRIE, D.J. **Large-scale variability and interactions among phytoplankton, bacterioplankton, and phosphorus**. Limnology and Oceanography, v. 35, n. 7, p. 1437-1455, 1990.
- DEANGELIS, D.L. **Dynamics of nutrient cycling and food webs**. Springer Science & Business Media, 2012.
- DEL GIORGIO, P.A.; COLE, J.J. **Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems**. Annual Review of Ecology and Systematics, v. 29, n. 1, p. 503-541, 1998.
- DINIZ, M. L. V. **Regulação da estequiometria (C: N: P) da biomassa de bactérias heterotróficas em ecossistemas de água doce de baixa latitude**. 2017. 38 p. Dissertação de Mestrado (Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2017.
- DODDS, W.K.; COLE, J.J. **Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: it's not just the autotrophs**. Aquatic Sciences, v. 69, n. 4, p. 427-439, 2007.
- ESTEVES, F.A.; BARBIERI, R. **Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in lobo reservoir, São Paulo, Brazil**. Aquatic Botany, v. 16, n. 3, p. 285-295, 1983.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. Interciência, Rio de Janeiro, 2011.
- CRUZ, I. F. **Efeitos da formação e operação de um reservatório de pequena regularização na alteração da qualidade da água e do regime hidrológico na planície de inundação do Pantanal**. 2012. 98 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento

Ambiental). Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2012.

FREY, K. et al. **Optical properties and bioavailability of dissolved organic matter along a flow-path continuum from soil pore waters to the Kolyma River mainstem, East Siberia.** Biogeosciences, v. 13, n. 8, p. 2279-2290, 2016.

FARJALLA, V.F., et al. **Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian ecosystems.** Hydrobiologia, v. 489, n. 1-3, p. 197-205, 2002.

FARJALLA, V. F. et al. **Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake.** Microbial Ecology, v. 52, n. 2, p. 334-344, 2006.

FARJALLA, V.F., et al. **DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems.** Environmental Science and Pollution Research, v. 16, n. 5, p. 531-538, 2009.

FERRÃO-FILHO, A.S., et al. **Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton.** 2009.

FINDLAY, S.E.G.; SINSABAUGH, R.L. **Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter.** Freshwater Science, v. 23, n. 3, p. 662-663, 2004.

FONTE, E.S., et al. **The combination of different carbon sources enhances bacterial growth efficiency in aquatic ecosystems.** Microbial ecology, v. 66, n. 4, p. 871-878, 2013.

FORD, D. E. **Reservoir transport processes.** In 'Reservoir Limnology: Ecological Perspectives'. Eds KW Thornton, BL Kimmel and FE Payne. pp. 15–41. 1990.

FURNAS. **Usina de Funil.** Disponível em: <<https://www.furnas.com.br/subsecao/119/usina-de-funil---216-mw?culture=pt>>. Acesso em: 13 de janeiro de 2020.

GIMENES, K.Z.; DA CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI JR, I. **Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos.** Oecologia Australis, v. 14, n. 4, p. 1036-1073, 2010.

GOLTERMAN, H. L. **Developments in water science 2.** Physiological Limnology: An Approach to the Physiology of Lake Ecosystems, 1975.

GONÇALVES, R. A, et al. **Using fluorescent dissolved organic matter to trace and distinguish the origin of Arctic surface waters.** Scientific reports, v. 6, p. 33978, 2016.

HÅKANSON, L. **The importance of lake morphometry for the structure and function of lakes.** International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology, v. 90, n. 4, p. 433-461, 2005.

HALL, E. K.; COTNER, J.B. **Interactive effect of temperature and resources on carbon cycling by freshwater bacterioplankton communities.** Aquatic Microbial Ecology, v. 49, n. 1, p. 35-45, 2007.

HALL, E. K., et al. **The effect of temperature on the coupling between phosphorus and growth in lacustrine bacterioplankton communities.** Limnology and Oceanography, v. 54, n. 3, p. 880-889, 2009.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.** Manaus: Editora do INPA, 2014., 2014.

- HANSON, P. C., et al. **Lake metabolism: relationships with dissolved organic carbon and phosphorus**. *Limnology and Oceanography*, v. 48, n. 3, p. 1112-1119, 2003.
- HANSON, P.C., et al. **Small lakes dominate a random sample of regional lake characteristics**. *Freshwater Biology*, v. 52, n. 5, p. 814-822, 2007.
- HAO, Z. et al. **Probing and comparing the photobromination and photoiodination of dissolved organic matter by using ultra-high-resolution mass spectrometry**. *Environmental Science & Technology*, v. 51, n. 10, p. 5464-5472, 2017.
- HEJZLAR, J. **On the horizontal distribution of limnological variables in Rimov and other stratified Czechoslovak reservoirs**. *Archiv fur Hydrobiologie Beiheft, Ergebnisse der Limnologie*, v. 33, p. 41-45, 1989.
- HELMS, J. R., et al. **Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter**. *Limnology and Oceanography*, v. 53, n. 3, p. 955-969, 2008.
- HOIKKALA, L., et al. **Autochthonous community composition during a bloom**. *Marine Science*, v. 3, p. 111, 2016.
- HOMRICH, A. S.; CASAROTTO FILHO, N. **Análise comparativa de investimentos no setor elétrico: implantações de pequenas centrais hidrelétricas x linhas de transmissão**. XXVI ENEGEP. Anais. Fortaleza, 2006.
- HORVÁTH, H., et al. **Contribution of nitrogen fixation to the external nitrogen load of a water quality control reservoir (Kis-Balaton Water Protection System, Hungary)**. *Hydrobiologia*, v. 702, n. 1, p. 255-265, 2013.
- ITTEKKOT, V. **Global trends in the nature of organic matter in river suspensions**. *Nature*, v. 332, n. 6163, p. 436-438, 1988.
- JACKSON, T.A. **The influence of clay minerals, oxides, and humic matter on the methylation and demethylation of mercury by micro-organisms in freshwater sediments**. *Applied organometallic chemistry*, v. 3, n. 1, p. 1-30, 1989.
- JENKINSON, D. S.; RAYNER, J. H. **The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments**. *Soil science*, v. 123, n. 5, p. 298-305, 1977.
- JONSSON, A., et al. **Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Örträsket, N. Sweden)**. *Limnology and Oceanography*, v. 46, n. 7, p. 1691-1700, 2001.
- JUNGER, P.C. et al. **Effects of seasonality, trophic state and landscape properties on CO₂ saturation in low-latitude lakes and reservoirs**. *Science of The Total Environment*, v. 664, p. 283-295, 2019.
- KARLSSON, J. **Different carbon support for respiration and secondary production in unproductive lakes**. *Oikos*, v. 116, n. 10, p. 1691-1696, 2007.
- KELMAN, J. P.; ARARIPE NETO, TA; SALES, PRH, 1999. **Hidreletricidade**.
- KENNEDY, R. H.; WALKER, W.W. **Reservoir nutrient dynamics**. *Reservoir limnology: ecological perspectives*, p. 109-131, 1990.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. 1.(1990) **Reservoir primary production**. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*, p. 133-193.

- KING, G. M. **Ecophysiology of microbial respiration**. Respiration in aquatic ecosystems, v. 18, p. 18-35, 2005.
- KIRCHMAN, D. **The production of bacteria attached to particles suspended in a freshwater pond 1**. Limnology and Oceanography, v. 28, n. 5, p. 858-872, 1983.
- KRITZBERG, E.S., et al. **Autochthonous versus allochthonous carbon sources of bacteria: Results from whole-lake ¹³C addition experiments**. Limnology and Oceanography, v. 49, n. 2, p. 588-596, 2004.
- LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- LAWALL, S.; TORRES, F.T.P; ROCHA, G.C. **Diagnostic and proposal of recovery of the Lake Manacás watershed, campus of Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais**. Sociedade & Natureza, v. 1, n. 1, p. 494-501, 2005.
- LEFF, E. **A complexidade ambiental**. 2007.
- LEENHEER, J. A. **Chemistry of dissolved organic matter in rivers, lakes, and reservoirs**. 1994.
- LENNON, J.T.; PFAFF, L.E. **Source and supply of terrestrial organic matter affects aquatic microbial metabolism**. Aquatic Microbial Ecology, v. 39, n. 2, p. 107-119, 2005.
- LIMA, M. F. **Modelagem da estrutura térmica e estudo da cor de um lago raso**. 2010. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2010.
- LIMA, R.N.S. **Utilização de geotecnologias para avaliação de características ambientais em ecossistemas aquáticos**. 2013. 238 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo de Recursos Naturais). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2013.
- LØNBORG, C., et al. **Organic matter bioavailability in tropical coastal waters: The Great Barrier Reef**. Limnology and Oceanography, v. 63, n. 2, p. 1015-1035, 2018a.
- LØNBORG, C., et al. **Dissolved organic heterotrophic bacterioplankton response**. Microbiology, v. 10, p. 2807, 2019.
- LONDE, L. R. et al. **Water residence time affecting phytoplankton blooms: study case in Ibitinga Reservoir (São Paulo, Brazil) using Landsat/TM images**. Brazilian Journal of Biology, v. 76, n. 3, p. 664-672, 2015.
- MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry** (6-th edition). 1994.
- MARENGO, J.A.; ALVES, L.M. **Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul**. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 20, n. 2, p. 215-226, 2005.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona. Omega, v. 1, n. 010, 1983.
- MEDEIROS, C.E.B.F.S. **Os impactos na qualidade da água e do solo de um manancial tropical do semiárido devido ao uso e ocupação e evento de seca extrema**. 2016. 72 p. Dissertação (Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2016.

- MENESES, C. G. R. **Evolução da biodegradabilidade da matéria orgânica em um sistema de lagoas de estabilização**. 2006. 120 p. Doutorado (Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2006.
- MERRITT, K.A.; ERICH, M.S. **Influence of organic matter decomposition on soluble carbon and its copper-binding capacity**. Journal of environmental quality, v. 32, n. 6, p. 2122-2131, 2003.
- MILLEN, G., et al. **Conhecer para gerenciar: qualidade da água no trecho final do rio Paraibuna e suas respostas à sazonalidade**. 2016.
- MORAN, M. A.; HODSON, R.E. **Bacterial secondary production on vascular plant detritus: relationships to detritus composition and degradation rate**. Appl. Environ. Microbiol., v. 55, n. 9, p. 2178-2189, 1989.
- MORENO-OSTOS, E., et al. **Hydraulic management drives heat budgets and temperature trends in a Mediterranean reservoir**. International Review of Hydrobiology, v. 93, n. 2, p. 131-147, 2008.
- NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; MARICATTO, F. E. **Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil**. Lakes & Reservoirs: Research & Management, v. 4, n. 3-4, p. 107-120, 1999.
- NUNES, P.F.S.L. **Efeito da turbidez sobre a produção primária fitoplantônica**. 2019. 92 p. Dissertação de Mestrado (Ecologia). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2019.
- OLIVEIRA, M. **Limnologia da paisagem com uso de regressão geograficamente ponderada: Estudo da qualidade da água na represa de Chapéu D'Uvas, MG**. 2018. 224 p. Doutorado (). Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2018.
- OMAR, Nor Aisyah. **A Limnological Study of Temengor Reservoir with Special Reference to the Aphotic Zone**. 2015. Tese de Doutorado. Universiti Sains Malaysia.
- ORLANDO, P.H.K. **Produção do espaço e gestão hídrica na Bacia do Rio Paraibuna (MG-RJ): uma análise crítica**. 2006.
- OSTAPENIA, A. P.; PARPAROV, A.; BERMAN, T. **Lability of organic carbon in lakes of different trophic status**. Freshwater biology, v. 54, n. 6, p. 1312-1323, 2009.
- PACHECO, F. S. et al. **The effects of river inflow and retention time on the spatial heterogeneity of chlorophyll and water-air CO₂ fluxes in a tropical hydropower reservoir**. Biogeosciences, v. 12, n. 1, 2015.
- PAERL, H. W.; DENNIS, R. L.; WHITALL, D. R. **Atmospheric deposition of nitrogen: implications for nutrient over-enrichment of coastal waters**. Estuaries, v. 25, n. 4, p. 677-693, 2002.
- PANHOTA, R.S. **Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP)**. 2007.
- PASTOR, A., et al. **A universal bacterial inoculum for dissolved organic carbon biodegradation experiments in freshwaters**. Limnology and Oceanography: Methods, v. 16, n. 7, p. 421-433, 2018.
- PERSAUD, A. D. et al. **Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes**. Journal of environmental management, v. 151, p. 343-352, 2015.

- PETERSEN, R.C.; CUMMINS, K. W. **Leaf processing in a woodland stream**. *Freshwater biology*, v. 4, n. 4, p. 343-368, 1974.
- PETRACCO, P. et al. **Efeito das variáveis abióticas na produção primária de *Egeria najas* e *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo** (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio-SP). 2006.
- PETTS, G. E.; SPARKS, R.; CAMPBELL, I. C. **River restoration in developed economies. In: Global perspectives on river conservation**. Science, Policy and Practice. John Wiley & Sons, 2000. p. 493-508.
- PINTO, L.V.A., et al. **Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG**. *Scientia forestalis*, v. 65, p. 197-206, 2004.
- POFF, N. LeRoy et al. **The natural flow regime**. *BioScience*, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997.
- POMEROY, L. R. **The ocean's food web, a changing paradigm**. *Bioscience*, v. 24, n. 9, p. 499-504, 1974.
- POMEROY, L.R.; WIEBE, W.J. **Energetics of microbial food webs**. *Hydrobiologia*, v. 159, n. 1, p. 7-18, 1988.
- PORTO, R. L. L. et al. 1991. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. v. 3. 411 p.
- RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S. **Introduction to aquatic toxicology. Fundamentals of aquatic toxicology effects, environmental fate, and risk assessment**. Taylor and Francis Publishers, North Palm Beach, Florida, USA, p. 3-67, 1995.
- RAVEN, J. A. **Why are mycorrhizal fungi and symbiotic nitrogen-fixing bacteria not genetically integrated into plants?**. *Annals of Applied Biology*, v. 157, n. 3, p. 381-391, 2010.
- RESENDE, N.S., et al. **Mudanças temporais e espaciais da comunidade fitoplantônica em três reservatórios em cascata na sub-bacia hidrográfica do rio Paraibuna: uma abordagem ecológica**. 2018.
- RIBEIRO, C.R. **Planejamento ambiental e gestão de recursos hídricos na Bacia Hidrográfica da Represa de Chapéu D' Uvas–Zona da Mata e Campo das Vertentes/MG**. 2012.
- ROCHA, C.H.B., et al. **Impactos do uso do solo nos recursos hídricos da bacia de contribuição do Lago dos Manacás, Minas Gerais, Brasil**. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 4, p. 929-942, 2016.
- ROLAND, F.; ESTEVES, F. A. **Effects of bauxite tailing on PAR attenuation in an Amazonian crystalline water lake**. *Hydrobiologia*, v. 377, n. 1-3, p. 1-7, 1998.
- RUGGIERO, A.; SOLIMINI, A. G.; CARCHINI, G. **Nutrient and chlorophyll a temporal patterns in eutrophic mountain ponds with contrasting macrophyte coverage**. *Hydrobiologia*, v. 506, n. 1-3, p. 657-663, 2003.
- SADRO, S.; MELACK, J.M.; MACINTYRE, S. **Depth-integrated estimates of ecosystem metabolism in a high-elevation lake (Emerald Lake, Sierra Nevada, California)**. *Limnology and oceanography*, v. 56, n. 5, p. 1764-1780, 2011.
- SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. Springer Science & Business Media, 1997.

SCHINDLER, D.W. et al. **Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment.** Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008.

SERVAIS, P.; BILLEN, G.; HASCOËT, M.C. **Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters.** Water research, v. 21, n. 4, p. 445-450, 1987.

SIMON, M.; CHO, B.C.; AZAM, F. **Significance of bacterial biomass in lakes and the ocean: comparison to phytoplankton biomass and biogeochemical implications.** Marine Ecology Progress Series, p. 103-110, 1992.

SIQUEIRA, V.S. **Regulação da respiração e da eficiência do crescimento bacteriano em lagoas costeiras tropicais.** 2011. 55 p. Doutorado (Ecologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2011.

SMITH, E.M.; PRAIRIE, Y.T. **Bacterial metabolism and growth efficiency in lakes: the importance of phosphorus availability.** Limnology and Oceanography, v. 49, n. 1, p. 137-147, 2004.

SOARES, M.C.S. et al. **Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment.** Journal of Plankton Research, v. 31, n. 11, p. 1331-1338, 2009.

STAEHR, P.A. et al. **Lake metabolism scales with lake morphometry and catchment conditions.** Aquatic Sciences, v. 74, n. 1, p. 155-169, 2012a.

STRAŠKRABA, M. et al. **Framework for investigation and evaluation of reservoir water quality in Czechoslovakia.** In: Comparative reservoir limnology and water quality management. Springer, Dordrecht, 1993b. p. 169-212.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Guidelines of lake management (Volume 9): reservoir water quality management.** International Lake Environment Committee, p. 1-60, 1999.

STRAUSS, E.A. et al. **Factors regulating nitrification in aquatic sediments: effects of organic carbon, nitrogen availability, and pH.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 59, n. 3, p. 554-563, 2002.

STROME, D.J.; MILLER, M.C. **Photolytic changes in dissolved humic substances: With 3 figures and 2 tables in the text.** Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, v. 20, n. 2, p. 1248-1254, 1978.

SUHETT, A. L., et al. **The role of dissolved organic carbon (DOC) photo-oxidation in aquatic ecosystems.** Oecologia Australis, v. 10, n. 2, p. 186-204.

SUHETT, A.L., et al. **Seasonal changes of dissolved organic carbon photo-oxidation rates in a tropical humic lagoon: the role of rainfall as a major regulator.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 64, n. 9, p. 1266-1272, 2007.

SULLIVAN, A.B.; SNYDER, D.M.; ROUNDS, S.A. **Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon.** Chemical Geology, v. 269, n. 1-2, p. 12-21, 2010.

SWIFT, M.J., et al. **Decomposition in terrestrial ecosystems.** Univ of California Press, 1979.

- THEY, N.H.; AMADO, A.M.; COTNER, J.B. **Redfield ratios in inland waters: higher biological control of C: N: P ratios in tropical semi-arid high water residence time lakes.** *Frontiers in microbiology*, v. 8, p. 1505, 2017.
- THOMAS, J. D. **The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems.** *Freshwater Biology*, v. 38, n. 1, p. 1-36, 1997.
- THOMPSON, S.K.; COTNER, J.B. **Bioavailability of Dissolved Organic Phosphorus in Temperate Lakes.** *Frontiers in Environmental Science*, v. 6, p. 62, 2018.
- THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. **Reservoir limnology: ecological perspectives.** John Wiley & Sons, 1990.
- THORP, J.H.; COVICH, A.P. **An overview of freshwater habitats. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates'**, 2nd edn.(Eds J. Thorp and AP Covich.) pp, p. 19-41, 2001.
- THURMAN, E.M. **Organic geochemistry of natural waters.** Springer Science & Business Media, 2012.
- TOLEDO JR, AP de et al. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1983. p. 1-34.
- TOMÉ, V. D.; FORTI, M. C. **Protocolo de análise de carbon dissolvido nos corpos de água superficiais e o princípio de funcionamento do TOC Shimadzu TOC VCPH/CPN.** 2013.
- TOMING, K. et al. **Predicting lake dissolved organic carbon at a global scale.** *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1-8, 2020.
- TOOLAN, T.; WEHR, J.D.; FINDLAY, S. **Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake.** *Appl. Environ. Microbiol.*, v. 57, n. 7, p. 2074-2078, 1991.
- TRANVIK, L.J. et al. **Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate.** *Limnology and oceanography*, v. 54, n. 6part2, p. 2298-2314, 2009.
- TRAVASSOS, R. K. **Determinação do carbono e nitrogênio orgânico particulado em ambientes oceânicos e estuarino-costeiro, na região nordeste do Brasil.** 2016. 128p. Doutorado (Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2016.
- TUNDISI, J. G. et al. **Limnology and eutrophication of Barra Bonita reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil.** 1990.
- UFJF inaugura Fazenda Experimental em Chapéu D'Uvas.** UFJF, 2019. Disponível em: <<https://www2.ufjf.br/noticias/2019/12/11/ufjf-inaugura-fazenda-experimental-em-chapeu-duvas/>>. Acesso em: 10 de jan. de 2020.
- VAN LOOY, K.; TORMOS, T.; SOUCHON, Y. **Disentangling dam impacts in river networks.** *Ecological indicators*, v. 37, p. 10-20, 2014.
- VANNOTE, R. L. et al. **The river continuum concept.** *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.
- VELHO, L. F. M. et al. **The longitudinal distribution of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil.** *Hydrobiologia*, v. 453, n. 1, p. 385-391, 2001.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Editora UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA-UFMG, 2ª edição, v. 1, 2005.

WANG, SH. et al. **Can Asian dust trigger phytoplankton blooms in the oligotrophic northern South China Sea?** Geophysical Research Letters, v. 39, n. 5, 2012.

WARD, J. V. **The four-dimensional nature of lotic ecosystems.** Journal of the North American Benthological Society, v. 8, n. 1, p. 2-8, 1989.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. **Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems.** Annual review of ecology and systematics, v. 17, n. 1, p. 567-594, 1986.

WETZEL, R.G. **Detrital dissolved and particulate organic carbon functions in aquatic ecosystems.** Bulletin of marine science, v. 35, n. 3, p. 503-509, 1984.

WETZEL, R.G.; HATCHER, P.G.; BIANCHI, T.S. **Natural photolysis by ultraviolet irradiance of recalcitrant dissolved organic matter to simple substrates for rapid bacterial metabolism.** Limnology and Oceanography, v. 40, n. 8, p. 1369-1380, 1995.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystems.** Gulf Professional Publishing, 2001.

WILLIAMSON, C.E. et al. **Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm.** Limnology and Oceanography, v. 44, n. 3part2, p. 795-803, 1999.

WILLIAMS, D. D.; FELTMATE, B. W. **Aquatic Insects.** CAB International, Wallingford. 1992.

WORSFOLD, P.; MCKELVIE, I.; MONBET, P. **Determination of phosphorus in natural waters: a historical review.** Analytica Chimica Acta, v. 918, p. 8-20, 2016.

ZHANG, Z., et al. **Examining the influence of river-lake interaction on the drought and water resources in the Poyang Lake basin.** Journal of Hydrology, v. 522, p. 510-521, 2015.

ZIEGLER, S.E.; BRISCO, S.L. **Relationships between the isotopic composition of dissolved organic carbon and its bioavailability in contrasting Ozark streams.** Hydrobiologia, v. 513, n. 1-3, p. 153-169, 2004.

ZUMSTEIN, J.; BUFFLE, J. **Circulation of pedogenic and aquagenic organic matter in an eutrophic lake.** Water research, v. 23, n. 2, p. 229-239, 1989.