



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS**



PIERRE MARTÍN MÁRQUEZ MALARÍN

**VARIAÇÃO NICTEMERAL DE NUTRIENTES EM MICROBACIAS EM
ÁREAS PROTEGIDAS NO ESTADO DA BAHIA**

ILHÉUS - BAHIA

2021

PIERRE MARTÍN MÁRQUEZ MALARÍN

**VARIAÇÃO NICTEMERAL DE NUTRIENTES EM MICROBACIAS EM
ÁREAS PROTEGIDAS NO ESTADO DA BAHIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação (*Stricto sensu*) em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Orientadora: Professora Dra. Daniela Mariano Lopes da Silva.

**ILHÉUS – BAHIA
2021**

DEDICATÓRIA

A meus queridos pais: Carmela e Julio; pelo apoio constante, resistência, amor e cumplicidade. A Francis, que com sua paciência permitiu a conclusão deste trabalho. A Bruna, que é meu motivo de superação nesta vida. E principalmente àquela estrela no céu, minha querida vovó Cremilda (*in memoriam*), que sonhava em ver este momento importante da minha vida.

AGRADECIMENTO

Agradeço a Deus, que sempre me deu forças para continuar.

A minha orientadora, Prof. Dra. Daniela Mariano Lopes da Silva pela orientação, conhecimento compartilhado, confiança e incentivo brindando durante estes dois anos de pesquisa.

A toda equipe do Laboratório de Biogeoquímica Aquática da UESC pelas experiências e aprendizado.

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) pela infraestrutura, destacando-se os espaços de estudo e interação. À Assessoria de Relações internacionais (ARINT) por acolher e orientar aos estudantes estrangeiros. Assim como à CTRAN pela disponibilização dos veículos para as campanhas de campo.

Agradeço ao Grupo Coimbra de Universidades Brasileiras (GCUB) e à Organização dos Estados Americanos, pela oportunidade de estudar na UESC.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (PPGSAT). Ao coordenador Rodolfo Mariano Lopes da Silva, à secretaria Lidiana, e ao corpo docente pela formação profissional durante o mestrado.

Aos funcionários e amigos das áreas da conservação (PNCD) Parque Nacional Chapada Diamantina e (RPPN) Reserva Particular de Patrimônio Natural – Estação Veracel pelas facilidades nos momentos de coletas.

A meus amigos, colegas da turma de mestrado e a todos os amigos estrangeiros que colaboraram com apoio e sugestões na realização desta dissertação.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização das microbacias hidrográficas pesquisadas no estado da Bahia.....	09
Figura 2 – Registro fotográfico do ponto de coleta M1 no (PNCD) Parque Nacional Chapada Diamantina.....	10
Figura 3 – Registro fotográfico do ponto de coleta M2 na (RPPN) Reserva Particular de Patrimônio Natural – Estação Veracel.....	11
Figura 4 – Registro fotográfico do amostrador automático – ISCO.....	12
Figura 5–Precipitação diária nas microbacias entre os meses de outubro/2019 e março/2020.....	15
Figura 6 – Variação nictemeral dos fatores abióticos nas microbacias M1 e M2 em período seco e chuvoso.....	18
Figura 7 – Variação nictemeral de nitrogênio e fosfato inorgânico nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso.....	22
Figura 8 – Variação nictemeral de nitrogênio e fosfato orgânico nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso.....	26
Figura 9 – Variação nictemeral da clorofila-a nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso.....	27

LISTAS DE FÓRMULAS

Fórmula 1- Determinação das concentrações do fósforo orgânico dissolvido (POD).....	13
Fórmula 2- Determinação das concentrações do nitrogênio orgânico dissolvido (NOD).....	13
Fórmula 3- Determinação das concentrações de fósforo e nitrogênio orgânico particulado (POP) e (NOP).....	13
Fórmula 4- Determinação das concentrações de clorofila-a.....	14

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. OBJETIVOS	7
2.1. Geral.....	7
2.2. Específicos.....	7
3. HIPÓTESE	8
3.1. Hipótese 1.....	8
3.2. Hipótese 2.....	8
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	9
4.1. Área de estudo	9
4.2. Estratégia de amostragem.....	12
4.3. Análises de fósforo, nitrogênio e clorofila-a.	13
4.3.1. Determinação do íon PO_4^{3-} e POD (Fosforo orgânico dissolvido).....	13
4.3.2. Determinação do íon NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , Nitrogênio Orgânico Dissolvido (NOD) 13	13
4.3.3. Determinação do Fósforo Orgânico Particulado (POP) e Nitrogênio Orgânico Particulado (NOP).....	13
4.3.4. Determinação da Clorofila-a	13
4.4. Análise estatística	14
5. RESULTADOS.....	15
5.1. Precipitação	15
5.2. Parâmetros abióticos	16
5.3. Nutrientes e Clorofila-a	19
5.3.1. Nitrogênio e fósforo inorgânico	19
5.3.2. Nitrogênio e fósforo orgânico	22
5.3.3. Clorofila-a	27
6. DISCUSSÃO.....	28
6.1. Variáveis abióticas	Erro! Indicador não definido.
6.2. Nutrientes inorgânicos.....	Erro! Indicador não definido.
6.3. Nutrientes orgânicos	Erro! Indicador não definido.
6.4. Clorofila-a.....	Erro! Indicador não definido.
7. CONCLUSÃO	33
8. REFERÊNCIAS	34

VARIAÇÃO NICTEMERAL DE NUTRIENTES EM MICROBACIAS EM ÁREAS PROTEGIDAS NO ESTADO DA BAHIA

RESUMO

Nos ecossistemas aquáticos tropicais, as mudanças em vários parâmetros limnológicos demonstram que as variações nictemerais são influenciadas pelo fotociclo solar e pela fitofisionomia local. Entretanto, essas mudanças são, geralmente, mais facilmente identificadas em rios de micro escala (riachos). Vários estudos sobre variações nictemerais na água são desenvolvidos em climas temperados e em ecossistemas marinhos ou estuarinos, enquanto os estudos em climas tropicais em águas continentais são escassos. Este trabalho foi realizado no estado da Bahia, no Brasil, nos biomas do Cerrado e da Mata Atlântica. O objetivo foi determinar as diferenças nas concentrações de nitrogênio e fósforo orgânico e inorgânico em duas microbacias preservadas e sua estabelecer a relação com a fitofisionomia e precipitação sobre as variações nictemerais desses nutrientes. Foram realizadas coletas de água e medidas dos parâmetros físico-químicos (pH, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura) e nutrientes (nitrato, nitrito, amônio; nitrogênio orgânico dissolvido e particulado, fosfato, fósforo orgânico dissolvido e particulado) em períodos de alta e baixa pluviosidade ao longo de 24 horas. Os resultados demonstram independência nictemeral dos nutrientes com o fotociclo solar, no entanto a precipitação foi determinante na diferença de concentrações de nutrientes entre as duas microbacias em períodos de 24 horas. A influência da fitofisionomia na variação temporal dos nutrientes e parâmetros abióticos também foi observada em ambas os riachos, sendo a cobertura vegetal e a composição do solo fatores-chaves na disponibilidade de fósforo e nitrogênio nos ecossistemas aquáticos estudados.

Palavras-chave: Nictemeral. Microbacia. Nutrientes. Clorofila-a. parâmetros abióticos. Chuvas. Fitofisionomia.

DIEL VARIATION OF NUTRIENTS IN STREAMS IN PROTECTED AREAS IN THE STATE OF BAHIA

ABSTRACT

In tropical aquatic ecosystems, changes in several limnological parameters demonstrate that nictemeral variations are influenced by solar photocycle and local phytophysiology. However, these changes are usually more easily identified in micro-scale watersheds (streams). Several studies on nictemeral variations in water are developed in temperate climates and marine or estuarine ecosystems, while studies in tropical climates in continental waters are scarce. This study was carried out in the state of Bahia, Brazil, in the biomes of the Cerrado and Atlantic Forest. The objective was to determine the differences in nitrogen and organic and inorganic phosphorus concentrations in two preserved micro-basins and their relationship with phytophysiology and precipitation on the nictemeral variations of these nutrients. Water collections and measurements of physicochemical parameters (pH, dissolved oxygen, conductivity, temperature) and nutrients (nitrate, nitrite, ammonium; dissolved organic nitrogen and particulate, phosphate, dissolved organic phosphorus and particulate) in periods of high and low rainfall over 24 hours. The results demonstrate the nictemeral independence of the nutrients with the solar photocycle, however the precipitation was determinant in the difference of nutrient concentrations between the two micro-basins in periods of 24 hours. The influence of phytophysiology on the temporal variation of nutrients and abiotic parameters was also observed in both streams, being the vegetation cover and soil composition key factors in phosphorus and nitrogen availability in the studied aquatic ecosystems.

Key words: Diel. Stream. Nutrients. Chlorophyll-a. Abiotic parameters. Rains. Phytophysiology.

1. INTRODUÇÃO

Os estudos nictemerais (do grego *Nychthéron*: um dia e uma noite) correspondem a variações cíclicas em períodos de vinte e quatro horas, sob a influência de fatores bióticos e abióticos em ecossistemas aquáticos (PÁDUA, 2001; BINDER & DURAND, 2002). Os ritmos diurnos, geralmente geram informações sobre períodos curtos das flutuações dos fatores ecológicos em diversos ecossistemas (RAMÍREZ, 1996), especialmente em ecossistemas aquáticos tropicais, onde sua dinâmica e funcionamento são influenciadas por variações nictemerais (MELACK & FISHER, 1983; ICHIMURA, 1968).

A dinâmica biogeoquímica em ciclos nictemerais produzem variações das características físicas e químicas dos corpos d'água, e são influenciadas por fatores ambientais como a incidência e ausência de luz solar (fotociclo) (ICHIMURA, 1960; GANF & HORNE, 1975). O fotociclo é um processo natural que revela a dinâmica biogeoquímica que ocorre relativamente rápida em rios e riachos (RUSJAN & MIKOŠ, 2010), mediante alterações diárias das concentrações de nutrientes que representam amplitudes maiores do que as registradas ao longo de um mês ou um ano (NIMICK et al. 2011; ZHANG et al. 2015). Dois nutrientes essenciais, nitrogênio (N) e fósforo (P), são os principais agentes limitantes no crescimento de algas nos corpos d'água (SILVA et al. 2015), e sua determinação pode ser realizada mediante análises da clorofila-a presente na biomassa aquática (WANG et al. 2019; FAGOTTER et al. 2013). A biomassa está diretamente relacionada à disponibilidade de nutrientes, e sua produção durante o fotociclo fornece uma resposta de horas a dias das alterações hidrográficas (MOREL & PRIEUR, 1977; SMITH, 1995).

A maioria dos estudos nictemerais com avaliação de nutrientes no Brasil são desenvolvidos em ecossistemas estuarinos, principalmente em virtude da intervenção da maré na dinâmica biogeoquímica (TEIXEIRA, 1986; TEIXEIRA & GAETA, 1991; CAMARGO et al. 1995; ABREU et al. 2010; SOUZA SANTOS et al. 2012; LELES et al. 2018); no entanto, existem estudos em ritmos diurnos que foram desenvolvidos em ecossistemas de água doce, onde demonstraram a importância da dinâmica nictemeral na avaliação de nutrientes em bacias e microbacias (FISHER, 1978; RAMIREZ & BICUDO, 2005; SANTOS et al. 2010).

O termo microbacia refere-se a uma área fisiográfica natural que possui divisores d'água drenada por um curso de água principal e seus afluentes (SILVA, 2007; PORTO & PORTO, 2008). São sistemas frágeis, abertos e com limites bem definidos, capaz de integrar fatores

bióticos e abióticos, além de ser altamente sensíveis a perturbações externas (BELTRAME, 1994; LIMA & ZAKIA 2000).

As microbacias podem ser definidas como riachos de primeira e segunda ordem representando em torno de 70 a 80% do comprimento total da rede de drenagem (VANNOTE et al. 1980). Sua pequena conformidade espacial permite uma maior facilidade de detecção de alterações na hidrologia e biogeoquímica dos rios (LIMA – NETO et al. 2008); tornando-a ferramenta de diagnóstico ambiental ideal para avaliação nictemerais de nutrientes nesses corpos d'água (SCHELKER et al. 2012). Estes riachos exercem influência à jusante nas bacias através do fornecimento de refúgio e habitat para diversos organismos aquáticos, criação de um corredor de migração e retenção ou transporte de sedimento e nutrientes podendo intervir na biogeoquímica da bacia (ODUM, 1956; WOHL, 2017).

Na biogeoquímica dos riachos a qualidade d'água é influenciada pelo seu entorno: pelo solo, geologia, pela água subterrânea e por componentes fitofisionômicos que irão interferir diretamente na dinâmica de nutrientes nesse ambiente (LIKENS & BORMANN, 1974). A dinâmica de nutrientes está associada à variação na química das águas em resposta a fatores abióticos como, por exemplo, a precipitação, temperatura e o fotoperíodo; as quais podem variar rapidamente ao longo do dia modificando a limnologia dos ecossistemas aquáticos (SCHOLEFIELD et al. 2005; CHAUSSÊ et al. 2016).

Estudos têm demonstrado a importância da precipitação nas concentrações de nutrientes em riachos, mediante alterações rápidas da amplitude de vazão e transporte de nutrientes em períodos curtos de tempo (HOUSE & WARWICK, 1998; HAYGARTH et al. 2004; CHEN et al. 2019). Já em relação à temperatura e o fotoperíodo, estes interferem diretamente na dinâmica dos processos biogeoquímicos de fósforo e nitrogênio que ocorrem em períodos de dias ou horas; gerando mudanças, principalmente nos processos de produção primária e decomposição (NIMICK et al. 2011).

Existem pesquisas sobre variações de nutrientes e parâmetros limnológicos durante fotoperíodos em biomas do nordeste brasileiros (FLORES – MONTE et al. 1998; MADEIROS et al. 2006; AZEVEDO et al. 2008; PINTO & BECKER, 2014); no entanto, parte desses estudos são realizados em riachos com diferentes usos do solo, principalmente à urbanização (KOENING et al. 2002; CHAUSSÊ et al. 2016, SANTOS & DE PAULA, 2019). Pouco se sabe sobre a dinâmica nictemeral do fósforo e nitrogênio em áreas preservadas em diferentes fitofisionomias brasileiras como Mata Atlântica e Cerrado. As áreas preservadas são elementos

indispensáveis para a conservação da biodiversidade, desempenham papéis ecológicos fundamentais na proteção e manutenção dos recursos hídricos, controlando a erosão do solo e os consequentes assoreamentos e poluição dos cursos d'água (AVILA & ROSA, 2018; SILVA et al. 2007).

O bioma de Mata Atlântica é um hotspot de biodiversidade com extrema importância ecológica local, regional e até global, que apresenta mais de 90% de sua distribuição original no Brasil (MITTERMEIER et al. 2004). A Mata Atlântica concentra cerca de 70% da população brasileira e ainda é responsável por garantir o abastecimento de água de mais de 120 milhões de brasileiros (LIMA et al. 2014). Seus rios e córregos constituem bacias e sub-bacias hidrográficas responsáveis por regular o fluxo de mananciais hídricos do Brasil (RIBEIRO et al. 2009). Na Bahia, a Mata Atlântica é um dos biomas florestal dominante, seguidos pela Caatinga e o Cerrado.

O bioma de Cerrado é o segundo maior do Brasil, apenas superado pela Floresta Amazônica (COLE, 1986). Possui alta biodiversidade de espécies endêmicas organizadas em formações florestais com 11 tipos de vegetação descritas, sendo o campo rupestre a formação de interesse para a pesquisa (RIBEIRO & WALTER, 2001). O campo rupestre é um ecossistema montanhoso coberto por arbustos e ervas perenes caracterizadas por ser aberta, azonal e propensas ao fogo (MORELLATO & SILVEIRA, 2018). Esta fitofisionomia ocorre geralmente em Neossolos Litólicos, caracterizado por composição quartzita e empobrecimento em fósforo (HARLEY, 1995). Esse tipo de vegetação restringe-se aos substratos com afloramentos, sendo que pelo solo raso e pouco profundo pode ser mal drenado, ocasionando rápido escoamento para os corpos d'água (ZAPPI et al. 2003).

A Mata Atlântica e Campo Rupestre possuem corpos d'água que proporcionam, em suas condições naturais de equilíbrio, uma série de benefícios ao homem, nos quais se incluem a regulação climática, manutenção dos recursos ambientais e a ciclagem de nutrientes (LIMA et al. 2014). No nordeste e sudeste do Brasil, diversos estudos vêm sendo realizados em rios e riachos com o objetivo de avaliar a ciclagem de nutrientes, sendo predominantemente estudadas as formas inorgânicas do fósforo e nitrogênio (DE MADEIROS et al. 2017; OLIVEIRA & BICUDO, 2017; CERQUEIRA et al. 2020).

Estudos nictemerais de nutrientes realizados na Mata Atlântica e Campo Rupestre até o momento são limitados, principalmente nas microbacias do sul da Bahia (SILVA et al. 2016). Compreender a dinâmica nictemeral do fósforo e nitrogênio nas microbacias em estudo poderia

fornecer entendimento do comportamento limitante desses nutrientes em curtos períodos de tempo e sua relação com a fitofisionomia local; sendo capaz de desenvolver uma base para melhores práticas de manejo nessas bacias hidrográficas, além de ser uma referência para novos estudos na área contribuindo com futuras pesquisas no nordeste brasileiro.

2. OBJETIVOS

2.1.Geral

- Determinar as variações nictemerais de nutrientes em duas microbacias em áreas protegidas na Mata Atlântica e no Cerrado (Campo Rupestre) e verificar se existem diferenças em função da temporalidade e da fitofisionomia.

2.2.Específicos

- Avaliar as variações ao longo de ciclos nictemerais dos parâmetros abióticos (pH, condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura) em duas microbacias localizadas na Mata Atlântica e Cerrado;
- Determinar as concentrações de nitrogênio e fósforo orgânico e inorgânico dissolvidos e particulados e clorofila-a em ciclos nictemerais nas duas microbacias de estudo;
- Comparar os parâmetros abióticos, nutrientes e clorofila-a entre as duas microbacias localizadas nas diferentes fitofisionomias com o intuito de estabelecer se há diferenças no ciclo nictemeral entre as áreas estudadas na Mata Atlântica e Cerradas (Campo Rupestre).
- Determinar o efeito sazonal nos ciclos nictemerais de nutrientes e parâmetros abióticos nas microbacias nas diferentes áreas estudadas.
- Verificar as correlações entre os parâmetros abióticos com as concentrações de nutrientes e clorofila-a a em ciclos nictemerais nas duas microbacias de estudo.

3. HIPÓTESE

3.1.Hipótese 1 - Devido a diferenças das épocas de amostragens (sazonalidade), as variações nictemerais de nutrientes, clorofila-a e parâmetros abióticos terão diferenças significativas durante as amostragens feitas nos meses de fevereiro e março (período chuvoso) quando comparadas às amostragens realizadas nos meses de outubro e novembro (período seco), sendo a sazonalidade o principal fator que influenciará nessas variações.

3.2.Hipótese 2 - Devido a diferenças no tipo de solo e na vegetação (Floresta Estacional e Campo Rupestre), as concentrações de nutrientes e clorofila-a a serão maiores na microbacia localizada na Mata Atlântica quando comparadas às concentrações encontradas na microbacia do Cerrado (Campo Rupestre).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em duas microbacias hidrográficas (figura 01), situadas em áreas de preservação no Estado da Bahia: Parque Nacional da Chapada Diamantina (PNCD) (M1) e na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) - Estação Veracel (M2).

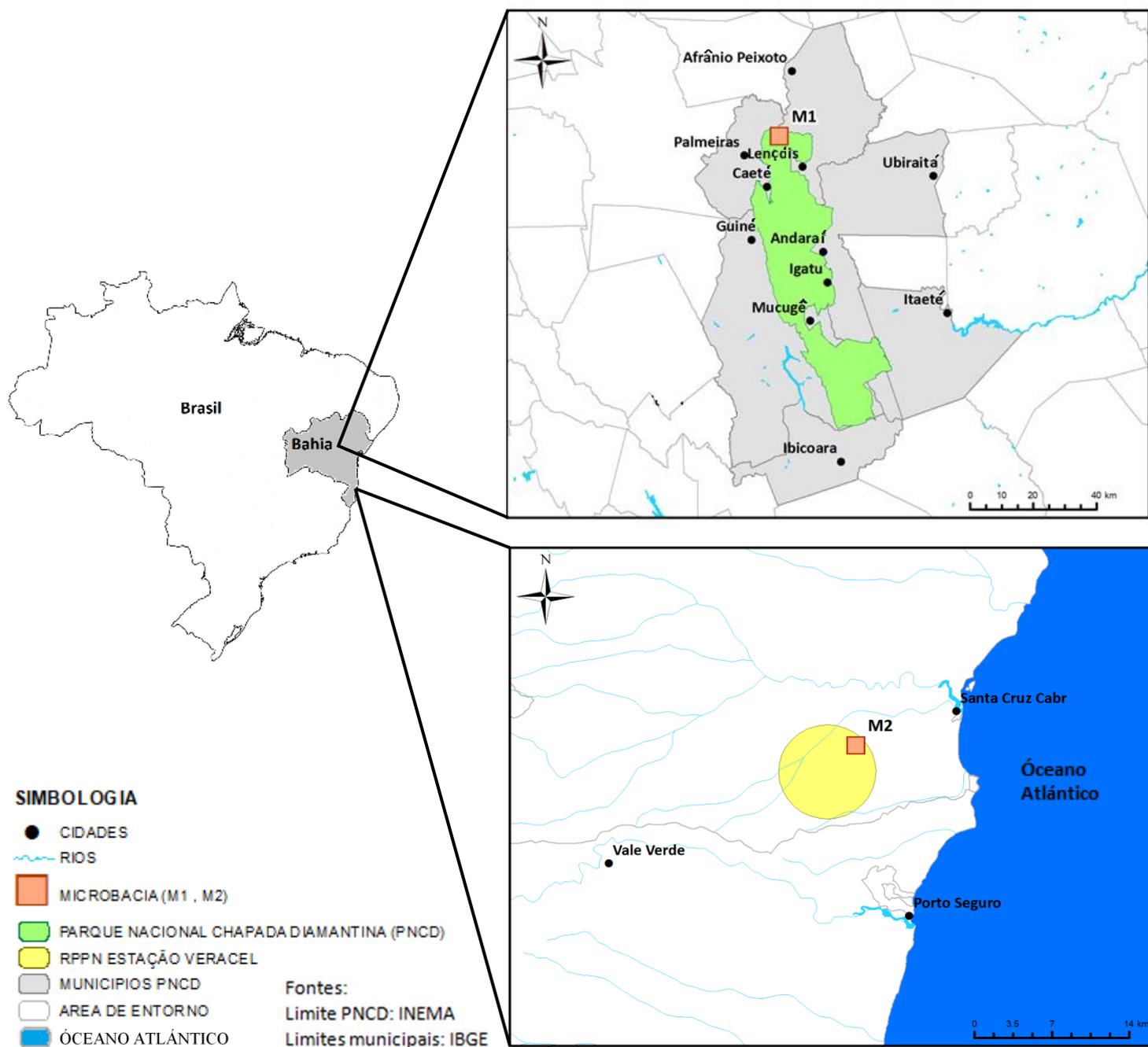


FIGURA 1. Localização das áreas de estudo na Bahia, Brasil.

A **M1** (figura 2); está localizada entre as coordenadas 12°28'29.3''S e 41°27'18.5''O, no município de Palmeiras no Parque Nacional Chapada Diamantina (PNCD). O ponto de coleta está localizado em um riacho de 3ª ordem em uma altitude de aproximadamente 821 metros acima do nível do mar. O solo é litólico distrófico, com características pedregosas, arenosas e pouco profundo (máximo 50 cm) com horizonte A e relevo suave de ondulado a montanhoso (PNCD, 2007). A vegetação apresenta características xeromórficas, e são compostas por arbustos pequenos e perenes, rosetas gigantes e ervas chamadas “cangas” (MORELLATO & SILVEIRA, 2018; PNCD, 2007). O clima é tropical semi-úmido com verões chuvosos e estações secas prolongadas (PNCD, 2007; KOPPEN, 1931). A temperatura média anual é de 22 – 25 °C., sendo capaz de chegar a 13°C durante os meses de junho – agosto (FUNCH et al. 2002; FERNANDEZ et al. 2016). As chuvas são orográficas, tendo um máximo de incidência durante os meses de verão (novembro, dezembro e janeiro) e um máximo secundário em marco e abril (JESUS et al. 1985). O índice de precipitação anual é maior do que 1000 mm (FUNCH et al. 2002).



FIGURA 2. Ponto de coleta na **M1** no Parque Nacional Chapada Diamantina.

A **M2** (figura 3) está localizada entre as coordenadas 16°18'23.34''S e 39°06'34.56''O, no município de Santa Cruz de Cabrália (RPPN – Estação Veracel). O ponto de coleta está localizado em um riacho de 3ª ordem em uma altitude de aproximadamente 22 metros acima do nível do mar. O solo é composto por latossolo amarelo, com características ácidas e não hidromórficas, com horizontes A e B que apresenta material superficial arenoso e em certos pontos características argilosas sujeitas a erosão natural (VERACEL, 2016). A vegetação constituída por floresta ombrófila densa é composta na sua maioria por tabuleiros com dossel uniforme e com características perenes arbustivas (MORELLATO & HADDAD, 2000; COLOMBO & JOLY, 2010). O clima é tropical com alta umidade (83%) por consequência da baixa luz do sol que entra no solo devido ao dossel das árvores (LINHARES & GEWANDSZNAJDER, 1998). Não possui estação seca bem definida, sendo as chuvas constantes ao longo do ano com precipitação media anual de aproximadamente 1300 mm (KOTTEK et al. 2006; THOMAS & CARVALHO, 2003). A temperatura média é de 22°C a 25°C (COLOMBO & JOLY, 2010).



FIGURA 3. Ponto de coleta na **M2** na RPPN Estação Veracel.

4.2.Estratégia de amostragem

As coletas foram realizadas em dois períodos sazonais a cada três meses que iniciaram em outubro de 2019 e finalizaram em março de 2020. A coleta foi realizada de forma nictemeral (amostragem contínua de 24 horas) com frequência de uma coleta por cada hora, utilizando um coletor automático (ISCO) (Figura 4). As variáveis físico químicas pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura foram medidas in-situ nos mesmos horários da amostragem por meio de uma sonda multiparâmetro de marca YSI Professional Series Plus

As amostras de água do riacho foram filtradas utilizando filtros de microfibras de vidro com porosidade de 0,7 μm previamente calcinados a 450°C por 4 horas e pesados. As amostras foram congeladas em frascos de polietileno para posterior análise dos nutrientes. Após a filtragem a água e os filtros foram congelados para posteriores análises do material inorgânico e orgânico dissolvido, particulado e clorofila-a.



FIGURA 4. Amostrador automático – ISCO

4.3. Análises de fósforo, nitrogênio e clorofila-a.

4.3.1. Determinação do íon PO_4^{3-} e Fosforo orgânico dissolvido (POD)

O fosfato (PO_4^{3-}) foi analisado através da reação com íons molibdato em meio ácido (GRASSHOFF et al. 1983) e analisados em espectrofotometria no comprimento 880 nm. As formas de fósforo dissolvido total (PDT) foram analisadas por espectrofotometria após a digestão da amostra com persulfato de potássio. O fósforo orgânico dissolvido (POD) foi obtido pela diferença entre as concentrações da forma inorgânica (PO_4^{3-}) e PDT.

$$\text{POD} = \text{PDT} - \text{PO}_4^{3-} \quad (1)$$

4.3.2. Determinação do íon NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , Nitrogênio orgânico dissolvido (NOD)

Os íons nitrato, nitrito e amônio, (NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+) foram analisados por espectrofotometria após digestão da amostra com persulfato de potássio e redução do NO_3^- a NO_2^- em coluna de Cd/Cu (GRASSHOFF et al. 1983). A forma orgânica de nitrogênio dissolvido total (NDT) foi analisada por espectrofotometria após digestão da amostra com persulfato de potássio (GRASSHOFF et al. 1983). A forma orgânica dissolvida foi determinada pela diferença das formas inorgânicas de N (NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+) e dissolvidos totais.

$$\text{NOD} = \text{NDT} - (\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+) \quad (2)$$

4.3.3. Determinação do Fósforo Orgânico Particulado (POP) e Nitrogênio Orgânico Particulado (NOP)

Para o cálculo do material particulado em suspensão (MPS), foi utilizado o método gravimétrico. Em laboratório os filtros foram mantidos a 60° C por 24 horas e pesados em uma balança eletrônica de precisão para determinação do peso final, sendo o peso inicial obtido antes da filtragem das amostras. A concentração do material particulado total (MPT) foi calculada através da diferença entre o peso final (Pf) e peso inicial (Pi), dividido pelo volume filtrado (VF). As concentrações de NOP e POP foram analisadas por espectrofotometria após digestão da amostra com persulfato de potássio (GRASSHOFF et al., 1983).

$$\text{MPT} = (\text{Pi} - \text{Pf})/\text{VF} \quad (3)$$

4.3.4. Determinação da Clorofila-a

A extração dos pigmentos fotossintéticos da biomassa foi realizada com acetona, seguida da leitura dos picos de absorvância em espectrofotômetro. Foi realizada a filtração de

um volume adequado de amostra utilizando filtro de microfibras de vidro, em um ambiente com o mínimo de luz possível e após a filtração, o filtro foi conservado no escuro e congelado.

O filtro foi triturado e macerado com 10 mL de cetona 90%. A amostra foi deixada em repouso por 2 horas e agitada a cada 30 minutos. Em seguida, a amostra foi centrifugada a 3000 rpm por 10 minutos e o sobrenadante foi lido em espectrofotômetro com cubeta de 5 cm, nos comprimentos de onda: 630, 645, 665 e 750 nm. A concentração de clorofila-a foi fornecida pela fórmula (STRICKLAND; PARSONS, 1972):

$$\text{Chl-}\alpha = (11,6 \cdot E_{665} - E_{750}) - (1,31 \cdot E_{645} - E_{750}) + (0,1 \cdot E_{630} - E_{750}) \cdot V_{\text{acet}} / V_{\text{filt}} \cdot 5 \quad (4)$$

4.4. Análise estatística

Foi utilizada a análise de variância (Anova) de uma via, seguido de teste tukey para comparar as variações nictemerais entre as áreas de estudo e os períodos seco e chuvoso. Foi adotado o $p < 0,05$ como valor mínimo de significância estatística. O software GraphPad Prism v9.0 foi empregado para análise estatística e elaboração dos gráficos.

5. RESULTADOS

5.1. Precipitação

Nas duas microbacias estudadas a primeira e segunda amostragem foram realizadas respectivamente durante os meses de outubro – novembro de 2019 e fevereiro – março de 2020. O gráfico representa as amostragens realizadas em diferentes períodos (Figura 5). As linhas azuis correspondem a M1, enquanto as linhas amarelas a M2. Durante as primeiras coletas realizadas em 2019, foram observados baixos níveis de precipitação em relação às segundas coletas realizadas em 2020. Os níveis de precipitação de M1 e M2 são maiores durante as segundas coletas; entretanto, as maiores concentrações de chuva ocorreram no M2 em ambas as amostragens.

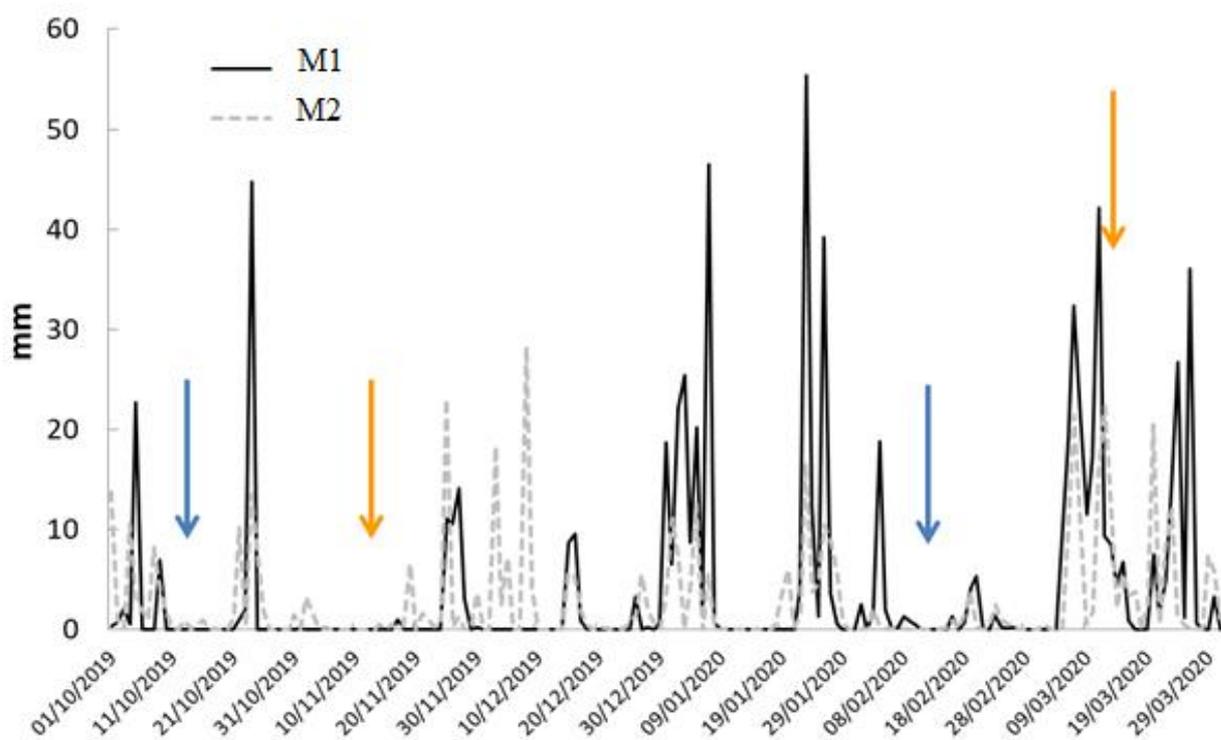


FIGURA 5. Precipitação diária entre os meses de outubro/2019 e março/2020. Em azul as datas da coleta na microbacia **M1** e em amarelo as datas da coleta na microbacia **M2**. Fonte: Programa de monitoramento climático em tempo real da região nordeste PROCLIMA (2020).

5.2. Parâmetros abióticos

As variações nictemerais dos parâmetros abióticos em ambas as microbacias registraram os maiores valores de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura nos meses de fevereiro a março (2ª coleta) (figura 07).

A temperatura e condutividade aumentaram durante os períodos com maior precipitação (2ª coleta) principalmente no período diurno. Ambos os parâmetros abióticos registraram maiores valores na M2 durante as duas coletas (figura 06 – a, c). Na condutividade foi observada uma diferença nos valores durante eventos de chuvas prolongadas que aconteceram na M2 na segunda amostragem (figura 06 – c). Ao comparar os valores de temperatura de ambas as microbacias e períodos, não foi observada diferença significativa ($p = 0,0835$) entre M1S ($22,3 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,18$) e M1C ($23,3 \pm 0,26 \text{ }^\circ\text{C}$). O mesmo foi observado na M2, onde não houve diferença ($p = 0,4093$) na temperatura entre M2S ($23,6 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,18$) e M2C ($24,0 \pm 0,18 \text{ }^\circ\text{C}$). Quando comparado as duas microbacias, M1S registraram menor temperatura média do que M2S ($p = 0,0007$) e M2C ($p < 0,0001$). Já a relação com M1C, não apresentou diferença estatística significativa para M2S ($p = 0,3696$), sendo maior para M2C ($p = 0,0106$) (Figura 06 – b).

Comparando as médias de condutividade elétrica, na M1, esse parâmetro foi menor em M1S ($15,1 \pm 0,05 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) do que em M1C ($18,8 \pm 0,07 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$), apresentando diferença significativa ($p < 0,0001$). Na M2, foi observado resultado semelhante, onde a condutividade de M2S ($37,4 \pm 0,07 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$) foi significativamente ($p < 0,0001$) menor que o observado em M2C ($39,4 \pm 0,27 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$). Já ao comparar ambas as microbacias, M1S obteve menor condutividade do que M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$). O mesmo ocorreu com M1C, ao exibir valores de condutividade média menor que M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$) (Figura 06 – d).

Os valores de pH na M1 foram maiores durante o dia e diminuindo no período noturno seguindo um comportamento dependente do fotociclo solar; no entanto, os valores registrados na M2 foram diferentes, não dependendo da luz solar com flutuações tanto de dia como de noite (figura 06 – e). Ao comparar os valores de pH de ambas as microbacias e períodos, observou-se que na M1S ($4,54 \pm 0,02$) apresentou o maior valor de pH ($p < 0,0001$) comparado a M1C ($4,10 \pm 0,01$). Já na M2, M2S ($5,15 \pm 0,01$) demonstrou pH superior comparado a M2C ($4,89 \pm 0,01$) ($p < 0,0001$). Ao comparar as microbacias, M1S apresentou menores valores comparado a M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$). O mesmo ocorreu para M1C, com pH menor do que M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$) (figura 06 – f).

Em relação ao oxigênio dissolvido, na M1 foram observados maiores valores durante a primeira amostragem em comparação com a M2; no entanto, não foi possível o registro de dados na M1 durante a segunda coleta em virtude de problemas com o equipamento o que dificultou uma comparação com os valores registrados na M2 durante o segundo amostragem. As concentrações de oxigênio dissolvido tiveram um comportamento dependente do fotociclo solar, aumentando durante o dia e diminuindo durante a noite em ambas as microbacias (figura 06 – g). Ao comparar os valores do oxigênio dissolvido de ambas as microbacias e períodos, M1S apresentou os maiores valores de oxigênio dissolvido igual a $80 \% \pm 0,51$. Em relação a M2, não foi observado diferença estatística entre M2S ($77,9 \pm 0,24\%$) e M2C ($78,1 \pm 0,92\%$) ($p = 0,9891$). Ao comparar ambas as microbacias, M1S não mostrou diferença estatisticamente significativa com M2S e M2C ($p = 0,897$) ($p = 0,0658$) (figura 06 – h).

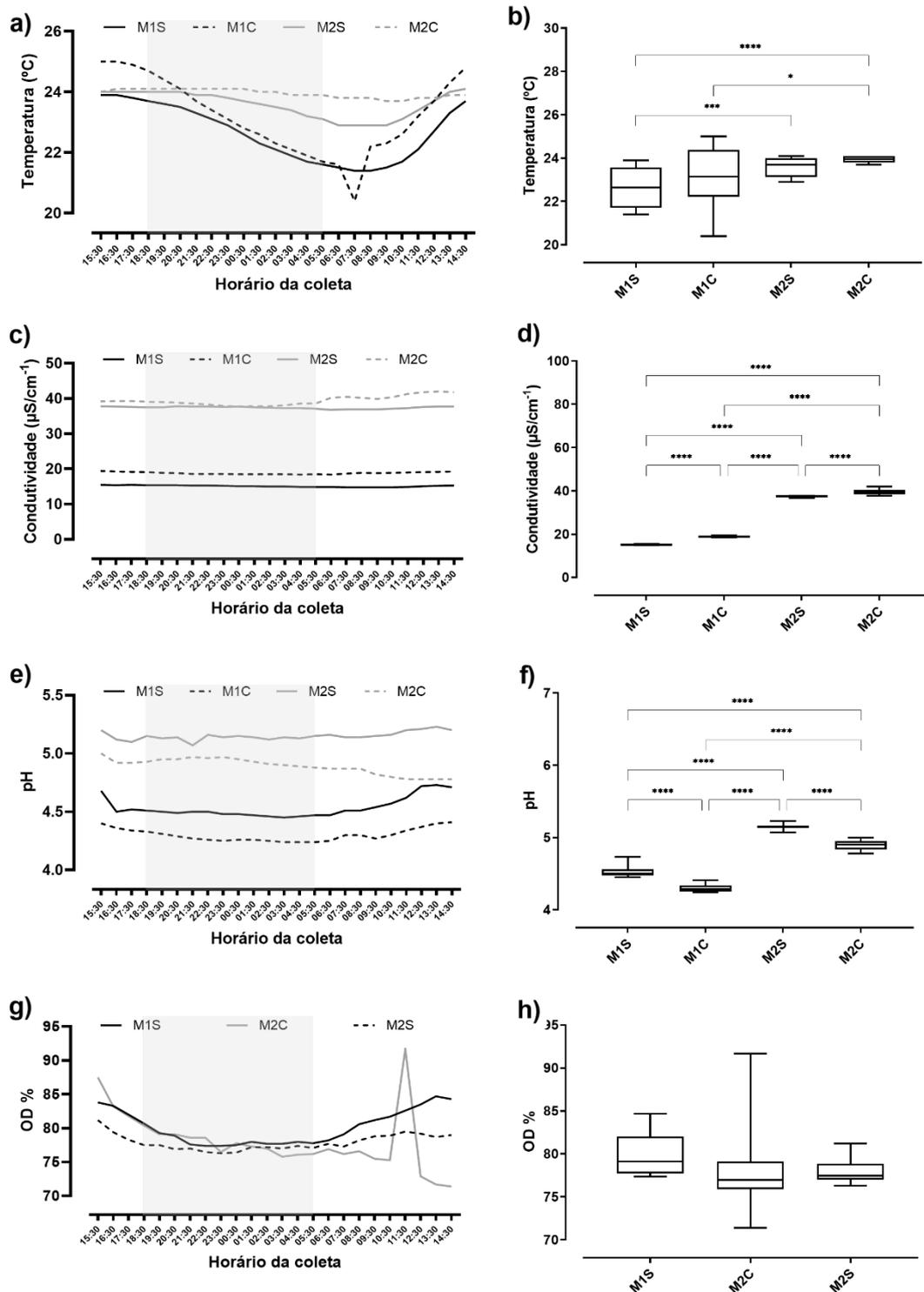


FIGURA 6. Variação nictemeral dos fatores abióticos nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso. Valores da temperatura (a), condutividade elétrica (c), pH (e), oxigênio dissolvido (g) em função do horário da coleta. Para as microbacias em estudo, em e coletas realizadas nas fases escuras e claras respectivamente. Gráfico *boxplot* das médias dos valores de temperatura (b), condutividade elétrica (d), pH (f), oxigênio dissolvido (h) encontrados e sumário de significância estatística desta diferença, quando $p < 0,05$, para as microbacias nos períodos estudados. (M1S) M1 período seco, (M1C) M1 período Chuvoso, (M2S) M2 período seco, (M2C) M2 período Chuvoso. Sumário de significância *($p > 0,05$), **($p > 0,01$), ***($p > 0,001$), ****($p > 0,0001$).

5.3. Nutrientes e Clorofila-a

5.3.1. Nitrogênio e fósforo inorgânico

A variação nictemeral das concentrações do nitrato (NO_3^-) não apresentaram variações em relação ao fotociclo solar, observando-se flutuações dos valores registrados tanto de dia como de noite. No entanto, só a M1 durante o período chuvoso (2ª coleta) registrou influencia do fotociclo solar apresentado as maiores concentrações nesse período (figura 07 - a). A M2 registrou as maiores concentrações do íon nitrato (NO_3^-) durante ambas as coletas em comparação com os dados registrados na M1. Cabe ressaltar que as concentrações do nitrato (NO_3^-) aumentaram durante períodos de chuvas (2ª coletas) (figura 07 - a). Ao comparar as concentrações do nitrato (NO_3^-) de ambas as microbacias e períodos M1S ($0,70 \pm 0,03 \mu\text{M}$) apresentou as menores concentrações desse nutriente comparado a M1C ($2,20 \pm 0,1 \mu\text{M}$ - $p < 0,0001$). Resultados semelhantes foram encontrados na M2, onde a concentração de nitrato (NO_3^-) também foi inferior na seca comparados a cheia ($p < 0,0001$). Ao realizar essa comparação entre em ambas as microbacias, para M1S os valores observados foram menores do que para M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$). M1C também apresentou concentrações menores que M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$) (Figura 07 - b).

A dinâmica nictemeral das concentrações do íon nitrito (NO_2^-) apresentaram um comportamento independente do fotoperíodo solar, registrando oscilações longitudinais em qualquer momento do dia, independente do período claro e escuro do fotoperíodo. Na M1 foram observadas as maiores concentrações de nitrito (NO_2^-) durante ambas as amostragens comparado a M2 (figura 07 - c). A M2 registrou maiores valores de nitrito (NO_2^-) ao longo do dia durante a amostragem realizada no período seco (1ª coleta) em comparação com valores registrados no período chuvoso (2ª coleta). No entanto, os registros das concentrações de nitrito (NO_2^-) na M1 mostraram uma independência dos períodos estacionais de amostragens, sendo os dados registrados sem uma marcada diferença tanto em período seco (1ª coleta) como chuvoso (2ª coleta) (figura 07 - c). Não foi possível observar diferença estatística ($p = 0,9512$) entre a concentração de nitrito (NO_2^-) entre M1S ($0,20 \mu\text{M} \pm 0,01$) e M1C ($0,19 \pm 0,01 \mu\text{M}$). No entanto, M2S ($0,10 \pm 0,003 \mu\text{M}$) apresentou maior concentração do que no do que observado em M2C ($0,02 \pm 0,006 \mu\text{M}$ - $p < 0,0001$). Já ao comparar ambas as microbacias, M1S apresentou maior concentração de nitrito (NO_2^-) comparado a M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p <$

0,0001), a concentração desse nutriente também foi maior em M1C ao comparar com dados obtidos de M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$) (Figura 08 - d).

Similar aos comportamentos do nitrato e nitrito, as concentrações registradas de amônio (NH_4^+) não apresentaram dependência ao fotociclo solar, observando-se flutuações dos valores registrados ao longo do dia, independentemente do período claro e escuro do fotoperíodo. A M2 apresentou as maiores concentrações do íon amônio (NH_4^+) durante ambas as amostragens em comparação com os dados registrados na M1 (figura 07 - e). Além disso, a M2 registrou maiores concentrações do íon amônio (NH_4^+) durante o período chuvoso (2ª coleta); sendo contrário aos dados obtidos na M1, onde maiores valores foram observados no período seco (1ª coleta). Ao comparar as concentrações do íon amônio (NH_4^+) de ambas as microbacias e períodos, não houve diferença significativa ($p = 0,8554$) nas concentrações de amônio (NH_4^+) entre M1S ($1,14 \mu\text{M} \pm 0,37$) e M1C ($0,55 \mu\text{M} \pm 0,25$). O mesmo ocorreu em M2, onde a alteração sazonal não influenciou para mudança das concentrações do íon amônio (NH_4^+) ($p = 0,3029$). Quando comparados as duas microbacias em ambos os períodos, foi observada diferença estatística sendo que a concentração de íon amônio foi menor em M1S quando comparado em M2S ($p = 0,0014$). Já a M1C mostrou possuir menor concentração que M2S ($p = 0,0272$) e M2C ($p = 0,0001$) (Figura 08 - f).

A variação nictemeral das concentrações do íon fosfato (PO_4^{3-}) demonstraram um comportamento independente do fotoperíodo solar. Em ambas as microbacias as amostragens realizadas no período seco (1ª coleta) obtiveram os maiores registros do íon fosfato (PO_4^{3-}) em comparação com os valores obtidos no período chuvoso (2ª coleta) (figura 07 - g). A M1 obteve registros superiores das concentrações do íon fosfato (PO_4^{3-}) durante o período seco (1ª coleta); no entanto, no período chuvoso, as maiores concentrações foram observadas em M2. A M1S ($0,146 \pm 0,008 \mu\text{M}$) apresentou maior concentração de fosfato (PO_4^{3-}) em comparação M1C ($0,019 \pm 0,004 \mu\text{M}$) ($p < 0,0001$). Enquanto M2S ($0,097 \pm 0,008 \mu\text{M}$) obteve menor concentração deste nutriente em comparação M2C ($0,015 \pm 0,006 \mu\text{M}$) ($p = 0,0001$). Ao comparar ambas as microbacias, a concentração do íon fosfato (PO_4^{3-}) em M1S foi significativamente maior que as M2S ($p = 0,0002$) e M2C ($p < 0,0001$). Já M1C possui menor concentração que a M2S ($p = 0,0001$), não havendo diferença estatística ($p = 0,9873$) com M2C (figura 08 - h).

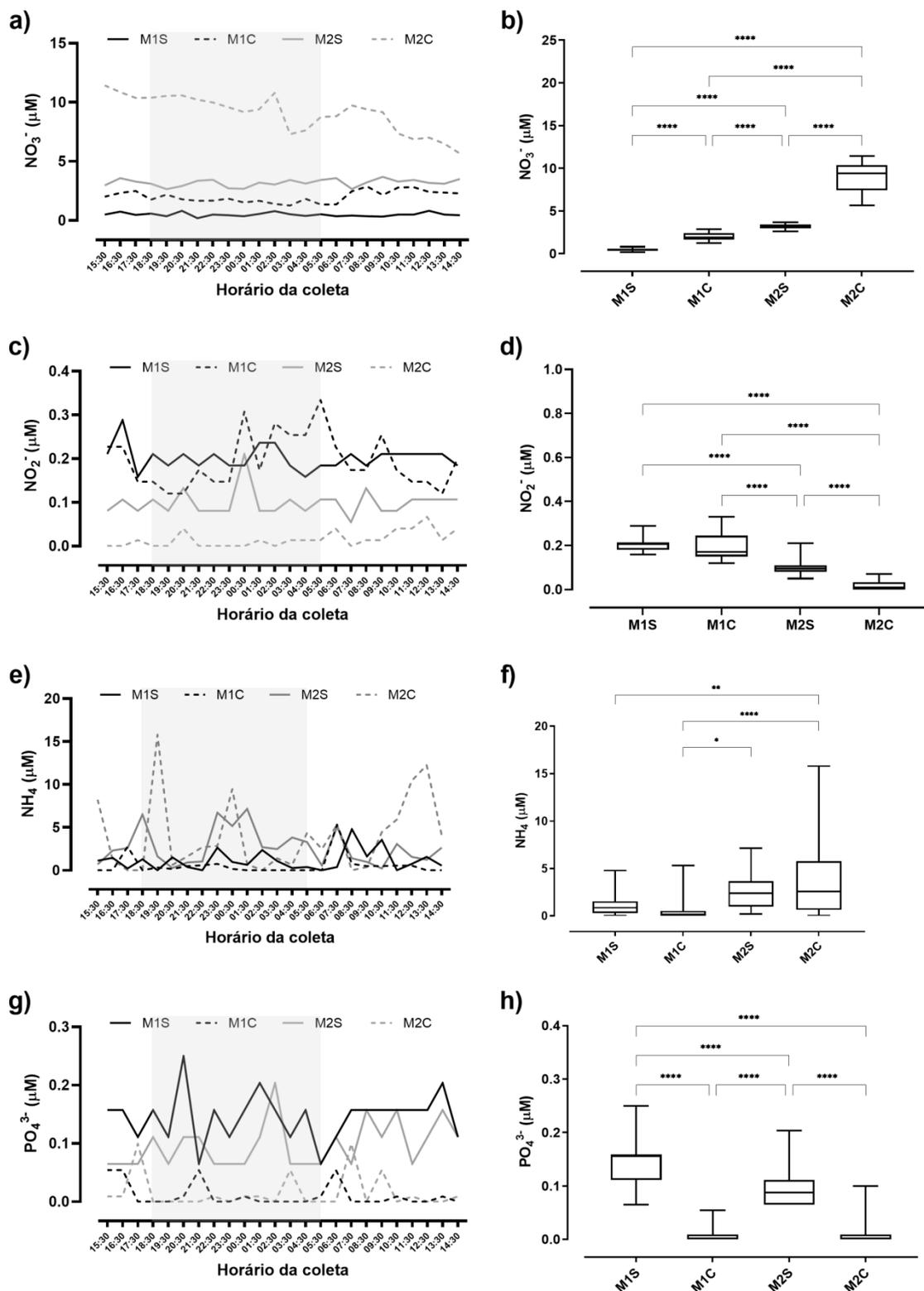


FIGURA 7. Variação nictemeral de nitrogênio e fósforo inorgânico nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso. Valores das concentrações de NO_3^- (a), NO_2^- (c), NH_4 (e), PO_4^{3-} (g) em função do horário da coleta. Para as microbacias em estudo, em \square e \square coletas realizadas na fase escura e clara respectivamente. Gráfico *boxplot* das médias das concentrações de NO_3^- (b), NO_2^- (d), NH_4 (f), PO_4^{3-} (h) encontradas e sumário de significância estatística desta diferença, quando $p < 0,05$, para as microbacias nos períodos estudados. (M1S) M1 período seco, (M1C) M1 período Chuvoso, (M2S) M2 período seco, (M2C) M2 período Chuvoso. Sumário de significância *($p > 0,05$), **($p > 0,01$), ***($p > 0,001$), ****($p > 0,0001$).

5.3.2. Nitrogênio e fósforo orgânico

A variação nictemeral das concentrações de nitrogênio orgânico particulado (NOP) não dependeram do fotociclo solar durante ambas as coletas, observando-se flutuações dos valores registrados tanto de dia como de noite (figura 08 - a). A M2 registrou as maiores concentrações do nitrogênio orgânico particulado (NOP) durante ambas as coletas em comparação com os dados registrados na M1 (figura 08 - a). Evidencia-se que durante as coletas feitas durante períodos de chuvas (2ª coleta), as concentrações do nitrogênio orgânico particulado (NOP) registraram maiores valores nas duas microbacias em comparação com períodos secos (1ª coleta) (figura 08 - a). Ao comparar concentrações de nitrogênio orgânico particulado (NOP) de ambas as microbacias e períodos em M1S ($0,414 \pm 0,05 \mu\text{M}$) foi encontrado menor concentração do que em M1C ($1,28 \pm 0,04 \mu\text{M}$) ($p < 0,0001$). O mesmo foi observado na M2, onde M2S ($0,638 \pm 0,04 \mu\text{M}$) exibiu concentração significativamente menor ($p < 0,0001$) do que encontrado para M2C ($2,02 \pm 0,06 \mu\text{M}$). A concentração de nitrogênio orgânico particulado (NOP) foi significativamente menor em M1S quando comparado a M2S ($p = 0,0104$) e M2C ($p < 0,0001$). Já M1C apresentou valor maior do que o encontrado em M2S ($p < 0,0001$) e menor do que observado M2C ($p < 0,0001$) (Figura 08 - b).

Os valores de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foram dependentes do fotoperíodo solar, registrando oscilações ao longo do dia, independentemente do período claro e escuro do dia (figura 08 - c). A M1 apresentou maiores das concentrações de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) durante ambas as amostragens em comparação com os dados registrados na M2 (figura 08 - b). Durante as coletas realizadas em períodos chuvosos (2ª coleta) em ambas as microbacias, foram observadas as maiores concentrações dos valores do nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) comparadas aos períodos secos (1ª coleta) (figura 08 - c). Ao comparar as médias das concentrações de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) de ambas as microbacias e períodos, o valor apresentado por M1S ($2,97 \pm 0,51 \mu\text{M}$) foi menor do que o encontrado em M1C ($12,8 \pm 1,44 \mu\text{M}$) ($p < 0,0001$). Já na M2, não foi observado diferença significativa ($p = 0,0690$) entre a concentração de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) em M2S ($1,19 \pm 0,14 \mu\text{M}$) e M2C ($3,65 \pm 1,23 \mu\text{M}$). Quando comparado as duas microbacias, não houve diferença estatística entre M1S e M2S ($p = 0,1978$) e M2C ($p = 0,9609$). No entanto, M1C mostrou possuir maior concentração de de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) do que M2S ($p < 0,0001$) e M2C ($p < 0,0001$) (Figura 08 - d).

A dinâmica nictemeral das concentrações de fósforo orgânico particulado (POP) registraram comportamentos independentes do fotoperíodo solar (figura 08 - e). Pode-se observar que durante as coletas realizadas no período seco (1ª coleta), as concentrações de POP em ambas as microbacias foram maiores em relação ao período chuvoso (2ª coleta). A M2 apresentou as maiores concentrações de fósforo orgânico particulado (POP) comparado a M1 durante a amostragem no período seco (1ª coleta); no entanto, durante as coletas realizadas no período chuvoso (2ª coleta) os valores registrados em ambas as microbacias mantiveram concentrações similares (figura 08 - e). Na M1 não foi observado diferença significativa ($p = 0,1687$) entre M1S ($0,142 \pm 0,015 \mu\text{M}$) e M1C ($0,088 \mu\text{M} \pm 0,003$). Já na M2, M2S ($0,417 \mu\text{M} \pm 0,032$) apresentou as maiores concentração comparado a M2C ($0,091 \pm 0,003 \mu\text{M}$) ($p < 0,0001$). Comparando o POP entre as duas microbacias, M1S mostrou menor concentração em relação a M2S ($p < 0,0001$), no entanto não houve diferença significativa com a M2C ($p = 0,2159$). O mesmo foi visto em M1C onde apresentou concentração menor de fósforo orgânico particulado (POP) do que observado em M2S ($p < 0,0001$), não havendo diferença significativa com M2C ($p < 0,9992$) (Figura 08- f).

A variação nictemeral das concentrações de fósforo orgânico dissolvido (POD) não foram dependentes do fotociclo solar (figura 08 - g). Durante o período chuvoso (2ª coleta) o comportamento foi similar à primeira amostragem, onde os registros de valores não apresentaram diferenças significativas na concentração ao longo do dia. As maiores concentrações de fósforo orgânico dissolvido (POD) em ambas as microbacias foram registrados durante períodos chuvosos (2ª coleta) (figura 08 - g). Na M1, o período M1S ($0,258 \pm 0,05 \mu\text{M}$) exibiu valor menor do que M1C ($0,576 \pm 0,04 \mu\text{M}$) ($p < 0,0001$). Já na M2 esta concentração foi menor ($p < 0,0001$) em M2S ($0,277 \pm 0,041 \mu\text{M}$) comparado a M2C ($0,706 \mu\text{M} \pm 0,028$). Quando comparado concentração de fósforo orgânico dissolvido POD entre as duas microbacias, M1S não mostrou diferença significativa com a M2S ($p = 0,9876$) embora sendo encontrado em menor concentração do que M2C ($p < 0,0001$). Já M1C mostrou estar mais presente do que M2S ($p < 0,0001$) e não havendo diferença com M2C ($p = 0,0895$) (Figura 10 - h).

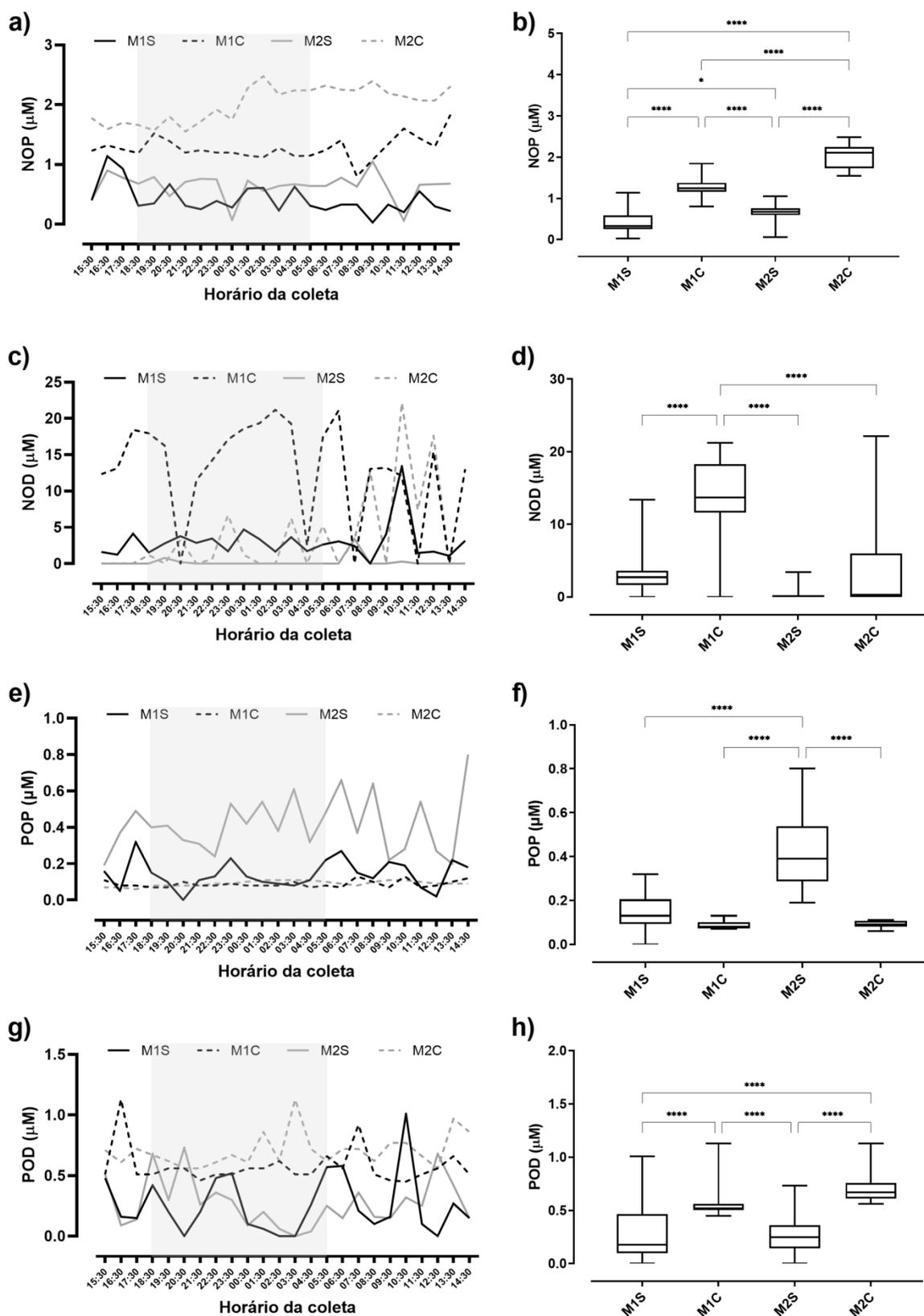


FIGURA 8. Variação nictemeral de nitrogênio e fósforo orgânico nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso. Concentração da NOP (a), NOD (c), POP (e), POP (g) em função do horário da coleta. Para as microbacias em estudo, em e coletas realizadas na fase escura e clara respectivamente. Gráfico *boxplot* das médias das concentrações de NOP (b), NOD (d), POP (f), POP (h) encontradas e sumário de significância

estatística desta diferença, quando $p < 0,05$, para as microbacias nos períodos estudados. (M1S) M1 período seco, (M1C) M1 período Chuvoso, (M2S) M2 período seco, (M2C) M2 período Chuvoso. Sumário de significância *($p > 0,05$), **($p > 0,01$), ***($p > 0,001$), ****($p > 0,0001$)).

5.3.3. Clorofila-a

As variações nictemerais da Clorofila-a (Chl-a) em ambas as microbacias manifestaram um comportamento independente do fotoperíodo solar (figura 09). As amostragens realizadas na M2 apresentaram maiores valores de clorofila-a ao longo do dia tanto na primeira quanto na segunda coleta, sendo a diferença ainda mais evidente durante as amostragens realizadas no período chuvoso (2ª coleta) (figura 09). As concentrações registradas na M2 durante a segunda amostragem mostram um aumento nos valores de clorofila-a (Chl-a) durante os eventos chuvosos; enquanto a M1 registrou comportamento oposto, obtendo maiores concentrações de clorofila-a (Chl-a) durante a amostragem no período seco (1ª coleta) (figura 09). Na M1, não houve uma diferença significativa ($p = 0,632$) entre concentração de clorofila-a (Chl-a), nos dois períodos de coleta, M1S ($1,20 \pm 0,127 \mu\text{g L}^{-1}$) e M1C ($0,633 \pm 0,069 \mu\text{g L}^{-1}$). O mesmo padrão foi observado na M2, não havendo diferença estatística entre M2S ($1,23 \pm 0,21 \mu\text{g L}^{-1}$) quando comparado a M2C ($2,2 \pm 0,627 \mu\text{g L}^{-1}$), refletindo valor de ($p = 0,1875$). Comparando as duas microbacias, não houve diferença entre as concentrações de clorofila-a de M1S com M2S ($p = 0,999$) e M2C ($p = 0,1693$). O mesmo ocorreu com M1C, onde não houve diferença com M2S ($p = 0,6023$), porém foi menor do que apresentado em M2C ($p = p < 0,082$) (figura 09 - b)

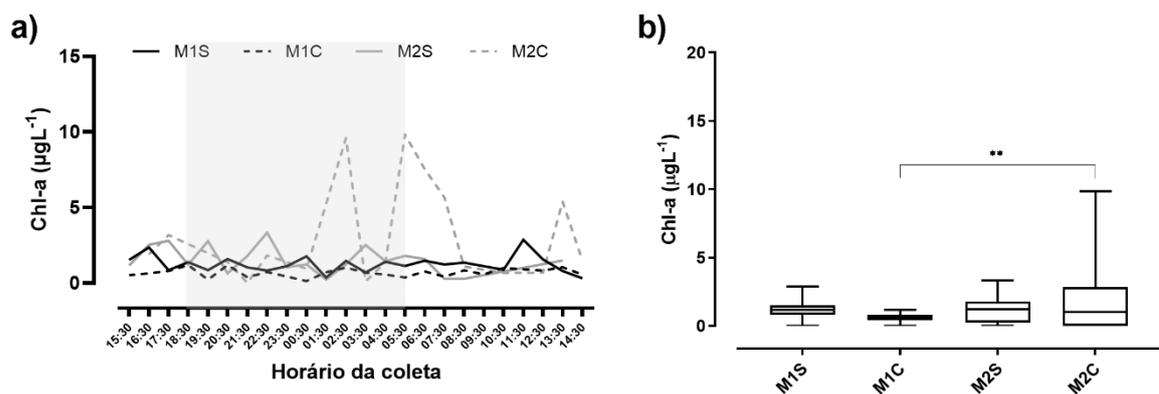


FIGURA 9. Variação nictemeral da clorofila-a nas microbacias M1 e M2 no período seco e chuvoso. Em (a) concentração de clorofila-a em função do horário da coleta. Para as microbacias em estudo, em e coletas realizadas na fase escura e clara respectivamente. Em (b) gráfico *boxplot* da média da concentração de clorofila-a e sumário de significância estatística desta diferença, quando $p < 0,05$, para as microbacias nos períodos estudados. (M1S) M1 período seco, (M1C) M1 período Chuvoso, (M2S) M2 período seco, (M2C) M2 período Chuvoso. Sumário de significância *($p > 0,05$), **($p > 0,01$), ***($p > 0,001$), ****($p > 0,0001$)).

6. DISCUSSÃO

Os resultados mostram que durante o dia a temperatura apresentou diferenças nas duas microbacias, sendo maiores no período diurno favorecidos pelo aquecimento da superfície aquática. Era esperado que devido ao fato da microbacia M1 estar localizada em uma fitofisionomia com predominância de vegetação arbustiva (bioma de Cerrado - Campo Rupestre), os valores da temperatura fossem superiores em comparação com a M2 em ambas as coletas. No entanto, esse padrão não foi observado provavelmente, devido ao fato duas microbacias possuírem zonas ripárias preservadas reduzindo assim as variações entre as microbacias. Tem sido demonstrado que a cobertura florestal riparia é um dos principais fatores reguladores da temperatura em microbacias. O efeito da radiação solar na temperatura da água é dependente da largura, profundidade e velocidade de fluxo, razão pelo qual um riacho com profundidades menores pode aquecer e esfriar rapidamente (BESCHTA & PLATTS, 1986; JONES et al. 2006; RUTHERFORD et al. 2004; JOHNSON & JONES 2020).

Diferente da temperatura, os valores de condutividade não apresentaram variações nictemerais, mas por outro lado apresentaram valores superiores na microbacia localizada na Mata Atlântica (M2). Este comportamento pode ter sido influenciado pelas características do solo nessa área, que apresenta latossolos amarelos com características ácidas, arenosas e argilosas e que, pelo escoamento durante o período chuvoso, pode carrear uma quantidade maior de íons para os riachos. De acordo com Parker (1983), a água da chuva, ao interagir com a vegetação, aumenta a quantidade de sais produzindo aumento da condutividade elétrica. Esse comportamento pode ser confirmado pelos resultados de condutividade que foram superiores no período chuvoso, tanto em M1 quanto em M2.

O pH mostrou relação com o fotociclo solar na M1 provavelmente, devido a atividade fotossintética que induz a este resultado (Nimik et al., 2011). No riacho estudado grande parte do riacho recebe a incidência direta de luz solar que pode favorecer o processo fotossintético e consequentemente gerar o aumento do pH durante o período diurno (GAMMONS et al., 2011; BRICK & MOORE, 1996; YOU et al., 1999; ZHANG et al., 2015). Os valores mais ácidos são, também, resultantes do carbono orgânico dissolvido presentes nos riachos da M1. Os riachos nessa região apresentam águas escuras que são resultantes da matéria orgânica alóctone que aumenta o COD nos corpos d'água e consequentemente a quantidade de ácidos fulvicos e húmicos (com. pess. Silva DML). Existe uma diferença significativa de pH entre os dois

períodos de coleta, sendo os menores valores observados em períodos de chuvas (2^{as} coleta). Este comportamento demonstra a influência das chuvas nas concentrações de pH possivelmente devido aos processos de diluição ocasionada pelas precipitações. Delgado et al. (2020) em um estudo na microbacia El Pescado – Argentina, demonstraram variações da acidez nos riachos produto da dissolução ocorrida pelas chuvas tanto devido ao processo de diluição quanto ao carreamento de íons que alcalinizam a água dos riachos.

Assim como a temperatura, não foram observadas diferenças nos valores de oxigênio dissolvido entre as microbacias. Este padrão, provavelmente, se justifica pela zona ripária preservada que permite com que os corpos d'água apresentem alta oxidação. Os valores em ambas as microbacias são similares ao encontrado em microbacias preservadas na Mata Atlântica no sul da Bahia variando de 77,9 a 80 % (SANTOS & DE PAULA, 2019; SOUZA & PAULA 2013; CHAUSSÊ et al., 2016). Em M1, o aumento da superfície de contato d'água e a atmosfera produz alta atividade da biomassa fitoplanctônica causada pelas altas incidências luminosas, promovendo aumentos das concentrações de oxigênio dissolvido nos ecossistemas aquáticos (SILVA et al., 2011). Além disso, a área geográfica da M1 possuiu pequenas quedas d'água que podem promover o aumento no processo de aeração (SANTOS & DE PAULA, 2019).

Em relação aos nutrientes, o nitrogênio apresentou comportamento similar entre as microbacias, predominando NO_3^- na M1 e NOD na M2. Na M1 o nitrogênio apresentou a seguinte ordem $\text{NOD} > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{NOP} > \text{NO}_2^-$ e em M2 a ordem foi a seguinte $\text{NO}_3^- > \text{NOD} > \text{NH}_4^+ > \text{NOP} > \text{NO}_2^-$. A predominância de NOD e NO_3^- é característico de ambientes preservados (BERNOT & DODDS 2005; ANDRADE et al. 2011; SILVA et al., 2012) e os resultados são similares ao encontrados em diferentes microbacias preservadas em ecossistemas tropicais (SILVA et al. 2012, BRANDÃO et al. 2015, SILVA et al., 2016).

A predominância de NO_3^- como a forma inorgânica de N pode estar relacionada ao processo de nitrificação, sendo o nitrato resultante da conversão prévia do amônio a nitrito e nitrato facilitado pelas altas concentrações de oxigênio dissolvido disponíveis tanto na M1 como M2 (HUTZINGER, 1982; WETZEL, 1993). Essa alta oxigenação da água, além de resultar nas maiores concentrações de NO_3^- , também são responsáveis pelas baixas concentrações de NO_2^- . Segundo Lewis et al. (1999), o íon nitrito é uma forma de nitrogênio intermediária dos processos metabólicos nos ecossistemas aquáticos, onde este ânion tende rapidamente a transformar-se em nitrato devido a sua alta reatividade com o oxigênio dissolvido. Este

comportamento justifica as baixas concentrações do íon nitrito em comparação com o íon nitrato.

Já em comparação entre microbacias, existem marcadas diferenças estatísticas temporais, as quais são evidenciadas pelas maiores concentrações dos íons nitrato durante as coletas realizadas em períodos de chuvas (2ª coleta). Estes resultados demonstram que o escoamento pode ser o principal responsável pelas alterações de nitrogênio nas microbacias estudadas. Gao et al. (2014), em seus estudos realizados em uma microbacia hidrográfica na província de Sichuan – China avaliaram a influência das chuvas nas concentrações de nitrogênio. Os resultados demonstram aumentos significativos do nitrogênio total durante períodos de altas precipitação, demonstrando respostas hidrológicas positivas entre as chuvas e as concentrações de nitrogênio. Resultados semelhantes resultados foram observados por CHAUSSÉ et al. (2016) e CHEN et al. (2012), que também registraram um aumento do íon nitrito em resposta a precipitações contínuas.

Cabe ressaltar que as concentrações do íon nitrato tanto na 1ª quanto na e 2ª coleta foram maiores na M2, demonstrando a influência da fitofisionomia nos resultados. A vegetação riparia composta por restos de árvores lenhosas de densas florestas, como é o caso da Mata Atlântica, fornecem maiores quantidades de nitrogênio total como um produto da decomposição orgânica em comparação com a vegetação espalhada e arbustiva, como é o caso do Campo Rupestre (VANNOTE et al. 1980; LYONS et al. 2000; SABATER et al. 2000). SWEENEY et al. (2004) observaram que o efeito do tipo de vegetação nos processos que ocorrem no entorno resultou em maior absorção de amônio em áreas florestadas do que em áreas gramíneas de riachos em Maryland e no leste da Pensilvânia.

O nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foi responsável dos maiores níveis das formas de nitrogênio total na M1, seguido das formas inorgânicas e particuladas. Em relação à variação temporal foi observada diferença estatística entre a 1ª e 2ª coleta em ambas as microbacias, registrando maiores valores durante o período chuvoso (2ª coleta). Segundo Chen et al. (2012), alta contribuição de nutrientes orgânicos poder estar associada ao aumento do escoamento superficial produzido durante estação chuvosa. Estudos realizados na microbacia do Rio Cururupe no sul da Bahia demonstraram que as concentrações de nitrogênio orgânico dissolvido foram maiores na estação chuvosa comparado aos demais nutrientes avaliados nesse estudo (SILVA et al. 2015). Essa hipótese é semelhante aos resultados encontrados na M1, o que indica uma influencia da precipitação nos valores periódicos de nitrogênio orgânico dissolvido. Este

comportamento talvez seja influenciado pelas diferentes coberturas florestais nas microbacias. De acordo com Pimenta et al. (2020), a vegetação ripária gera condições que influenciam na composição de nutrientes nos corpos d'água, alterando sua biogeoquímica local e a biomassa fitoplanctônica. Este estudo sugere que devido ao fato da microbacia M1 possuir uma vegetação arbustiva e espalhada os níveis de escoamento são maiores propiciando um aumento no NOD.

Já em relação a M2, as concentrações de NOD foram menores em comparação ao NO_3^- . A presença de maiores valores de nitrogênio inorgânico na M2 pode ser resultante de uma maior atividade microbiana e consequente aumento da decomposição da matéria orgânica. Alguns estudos tem demonstrado que ecossistemas aquáticos com pouco impacto antrópico os níveis de nitrogênio orgânico dissolvido podem diminuir e ser excedido pelo nitrogênio inorgânico como consequência da alta atividade metabólica realizada por bactérias e fungos (decomposição orgânica) (SCHWARZ et al. 2011; BROOKSHIRE et al., 2010; AVRAHAMI et al., 2002; BOOTH et al., 2005).

O íon amônio foi a segunda forma predominante de nitrogênio inorgânico e, assim como as demais formas, não apresentou um comportamento nictemeral. Segundo Chaussê et al. (2016) o íon amônio é um elemento gerado do metabolismo animal e sua alta concentração nos ecossistemas aquáticos evidenciam certo grau de contaminação por esgotos domésticos. No entanto, diversos estudos sugerem que o íon amônio também é o resultado da decomposição de matéria orgânica do entorno que pode ser o caso do presente estudo. A decomposição da serapilheira associada ao escoamento produzidos nos períodos chuvosos podem aumentar a concentração desse íon nos corpos d'águas (NEILL et al. 1995; NEILL et al. 1997; DIAS et al. 2002).

No caso do amônio, as maiores concentrações foram observadas no período chuvoso em ambas as microbacias (2ª coleta). Este resultado reforça a hipótese de que o íon amônio na M1 e na M2 são provenientes da decomposição orgânica produzida florestas circundantes as microbacias estudadas. Tanaka et al. (2016) avaliaram a influencia da vegetação riparia na qualidade d'água em microbacias e os resultados demonstraram que quanto maior a cobertura vegetal preservada maiores as concentrações de nitrogênio total em microbacias, sugerindo que a degradação orgânica proveniente da cobertura vegetal pode explicar a variação do nitrogênio na água.

Embora os resultados do íon amônio possam sugerir que em ambas as microbacias podem ser áreas pouco perturbadas, se aconselha cautela na interpretação de dados deste parâmetro,

visto que em ambas as áreas estudadas acontecem certas atividades antrópicas como é o turismo no caso da M1 e criação de animais no caso da M2. Saltarelli et al. (2018), avaliaram a influencia do uso do solo nas entradas de nitrogênio em 06 microbacias localizadas em área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, sendo 03 microbacias relativamente preservadas e 03 com maior impacto agrícola – urbano. Seus resultados demonstram que o íon amônio tende a ser maior nas microbacias impactadas frente às microbacias preservadas.

Em relação ao fósforo em ambas as microbacias o POD foi a forma predominante seguido por POP e PO_4^{3+} . Os resultados das concentrações do fósforo orgânico foram inferiores em comparação com o nitrogênio; no entanto, foram maiores em comparação com as formas de fosforo inorgânico em ambas as microbacias. Destaca-se que as baixas concentrações de fosforo orgânico nas duas microbacias é semelhante a trabalhos realizados em bacias hidrográficas não impactadas na Bahia (SARAIVA, 2018; CANA VERDE, 2020). O fósforo orgânico dissolvido registrou diferença estatística entre períodos de coletas na M1 e M2, resultado da alta influencia das chuvas nos valores deste nutriente.

Da mesma forma, foram observadas diferenças significativas nas concentrações de fósforo orgânico particulado entre o período seco e chuvoso (1ª e 2ª coleta) na M2, padrão que não foi observado na M1. De acordo com Morris & Fan (2010), a maioria do fósforo orgânico entra nos corpos d'água como resultado da erosão das chuvas e subsequente transporte para os riachos. Sem condições hidrológicas favoráveis como a geração de escoamento superficial por precipitações, o fosforo não se move do solo para a água (MCDOWELL et al., 2001) No entanto, o escoamento de grandes quantidades de matéria orgânica pode promover o aumento da acidez nos corpos d'água reduzindo os valores de pH. Essa condição mais ácida não é favorável a absorção de fósforo orgânico, e reduzem os processos biogeoquímicos (NUNES, 2013; WITHERS & ARVIE, 2008). Este pode ser o principal fator responsável pelas menores concentrações de fosforo orgânico na microbacia M1 que apresentou valores de pH mais ácidos em ambas as coletas.

Os valores do íon fosfato foram menores em comparação às formas inorgânicas de N e este comportamento ocorre porque esse elemento é menos móvel do que o nitrogênio, sendo absorvido pelas partículas do solo (SILVA et al 2015). Estudo semelhante foi realizado por CHAUSSÊ et al. (2016), que registraram menores concentrações de fosforo em relação ao nitrogênio demonstrando a limitação por fósforo em microbacias preservadas. Neste estudo, os autores sugerem que as baixas concentrações de fósforo podem estar relacionadas à baixa

solubilidade deste composto e a mineralogia das rochas e solos que compõe a região de estudo. Este comportamento evidencia possível influência da fitofisionomia das áreas nos valores do íon fosfato nas microbacias estudadas. A M2 possui uma vegetação densa com Latossolo amarelo com características ácidas e estes tipos de solos apresentam mecanismo de conservação de nutrientes para manutenção da própria biomassa terrestre, reduzindo exportações do fósforo em direção aos rios (SILVA et al. 2011; SILVA et al. 2012; UDAWATTA et al. 2011; LI & DI, 2019).

Esta limitação por fósforo no ambiente pode limitar crescimento da biomassa fitoplanctônica e este parece ter sido o caso do presente estudo. O íon fosfato está presente nos ecossistemas aquáticos, formando complexos com oligoelementos como ferro, alumínio e cálcio, e sua incorporação ao ciclo biogeoquímico dependerá de sua reatividade e da capacidade de absorção pela biomassa aquática (VINK et al., 1997; WHITERS & JAVIER, 2008; DONG et al., 2011). Não foram encontradas diferenças nos valores de clorofila-a entre as microbacias e não foram observadas variações nictemerais em nenhum dos riachos estudados. No entanto, pode ser observado que tanto na M1 e M2 os valores da clorofila-a diminuíram durante a 2ª coleta, talvez pelo efeito das chuvas que ocorreram durante os períodos de amostragens ou pela disponibilidade do fósforo nos ecossistemas aquáticos estudados.

Era esperado que as concentrações de clorofila-a na M1 e M2 apresentassem variação nictemeral como produto da atividade fotossintética. No entanto, a clorofila-a não apresentou dependência ao fotociclo solar em ambas as microbacias durante as duas coletas. De acordo com Wetzel (2001), existem certas células adaptadas a intensidades luminosas elevadas capazes de utilizar menores concentrações de clorofila-a no seu metabolismo. Esse comportamento pode explicar os resultados deste estudo. Alguns autores como Santos & Muniz (2010), consideram que a variação nictemeral da clorofila-a é mais influenciada pelo aumento da precipitação. No entanto, o presente estudo também não apresentou diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso, sendo descartada também a influência da precipitação nos valores de clorofila-a encontrados em ambas as microbacias.

7. CONCLUSÃO

Embora as microbacias M1(Cerrado – Campo Rupestre) e M2 (Mata Atlântica) possuam localizações em diferentes biomas tropicais, os resultados permitem as seguintes conclusões.

- a. Em ambas as microbacias a variação nictemeral dos parâmetros abióticos foram resultantes do fotoperíodo solar, intervindo nos processos de dinâmicas dos nutrientes;
- b. As variações nictemerais de nutrientes não apresentaram relação com a fotoperiodicidade solar em ambas microbacias;
- c. O nitrogênio foi o nutriente predominantes em ambas as microbacias sendo o íon nitrato e o NOD os principais nutrientes em M2 e M1, respectivamente; evidenciando o estado de preservação dessas microbacias;
- d. As concentrações nictemerais de clorofila-a nas duas microbacias não teve relação com o fotoperíodo solar nem com as fitofisionomias das áreas estudadas; além disso, não se observou relação de valores obtidos de clorofila-a com as precipitações o que evidencia que neste estudo a biomassa foi resultante da limitação por P em ambas as áreas estudadas;
- e. As precipitações, os tipos de vegetação, e as características dos solos que compõem as microbacias estudadas, foram determinantes nas diferenças dos registros nictemerais dos parâmetros abióticos e nutrientes.

8. REFERÊNCIAS

- ABREU, P.C.; BERGESCH, M.; PROENÇA, L.A.; et al. Short- and Long-Term Chlorophyll a Variability in the Shallow Microtidal Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Estuaries and Coasts*, [S.I.], vol. 33; pág. 554 – 569, 2010.
- ANDRADE, T. M. B.; CAMARGO, P. B.; SILVA, D. M. L.; PICCOLO, M. C.; VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; JOLY, C. A. & MARTINELLI, L. A. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. *Wat. Air SoilPoll.* [S.I.], vol. 214, pág. 393 - 408, 2011.
- ANTUNES, M.; FERNANDES, A.N.; DA SILVA CRESPO, J. Nutrient contents in bottom sediment samples from a southern Brazilian microbasin. *Environmental Earth Sciences*, [S.I.], vol. 69, n.3, pág. 959 – 968, 2013.
- AVILA, M.A.; ROSA, C.D. Parque Estadual da Serra do Conduru: perfil, percepções e sugestões dos visitantes. *Revista Brasileira de Ecoturismo*, São Paulo, vol. 11, n. 03, pág. 449-466, 2018.
- AVRAHAMI, S.; CONRAD, R.; BRAKER, G. Effect of soil ammonium concentration on N_2O release and on the community structure of ammonia oxidizers and denitrifiers, *Appl. Environ. Microbiol.*, [S.I.], vol. 268, pág. 5685 - 5692, 2002.
- AZEVEDO, A.C.G.; FEITOSA, F.A.N.; KOENING, M.L. Spatial and temporal distribution of the phytoplanktonic biomass and environmental variables in the Maranhense Gulf, Brazil. *Acta Bot. Bras. São Paulo*, vol.22 n.3, pág. 870-877, 2008.
- BELTRAME, A. V. Diagnóstico do meio ambiente físico de bacias hidrográficas: modelo de aplicação. Florianópolis: UFSC, 1994.
- BERNOT, M. J., & DODDS, W. K. Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems*, [S.I.], vol. 8,n. 4, pág.442–453, 2005
- BESCHTA, R. L.; PLATTS, W. S. Morphological features of small streams: Significance and function. *Water Resources Bulletin*, [S.I.], vol. 22, pág. 369 - 379, 1986.
- BINDER, B. J. & DURAND, M. D. Diel cycles in surface waters of the equatorial Pacific. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr*, [S.I.], vol. 49, pág. 2601 - 17, 2002.
- BOOTH, M. S.; STARK, J.M.; RASTETTER, E.B. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: A synthetic analysis of literature data, *Ecol. Monogr.*, [S.I.], vol.75, pág. 139-157, 2005.

- BOY, J., ROLLENBECK, R.; VALAREZO, C.; WILCKE, W. Amazonian biomass burning-derived acid and nutrient deposition in the north Andean montane forest of Ecuador, *Global Biogeochem. Cycles*, [S.I.], vol. 22, 2008.
- BRICK, C.; MOORE, J. Diel variation of trace metals in the upper Clark Fork River, Montana. *Environ Sci Technol*, [S.I.], vol. 30, pág. 1953–1960, 1996.
- BROOKSHIRE, E. N. J.; HEDIN, L.O.; NEWBOLD, J.D.; SIGMAN, D.M.; JACKSON, J.K. Sustained losses of bioavailable nitrogen from montane tropical forests, *Nat. Geosci.*, [S.I.], vol. 5, pág. 123–126, 2012.
- CAMARGO, A.F.M.; BINI, L.M.; PRADO, S.E.R. Variação nictemeral de alguns parâmetros limnológicos em dois ecossistemas lóticos do litoral sul paulista. *A ecologia brasiliensis*, [S.I.], Vol.1, p. 75-85, 1995.
- CERQUEIRA, T.C.; MENDOCA, R.L.; GOMES, R.L.; DE JESUS, R.M.; DA SILVA, D.M.L. Effects of urbanization on water quality in a watershed in northeastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, [S.I.], vol.192 (65), 2020.
- CHAUSSÊ, T. C. C.; DOS SANTOS BRANDAO, C.; DA SILVA, L. P.; ET AL. Evaluation of nutrients and major ions in streams—implications of different timescale procedures. *Environmental Monitoring and Assessment*, [S.I.], vol.188 (38), 2016.
- CHEN, N., WU, J., HONG, H. Effect of storm events on riverine nitrogen dynamics in a subtropical watershed, southeastern China. *Science of the Total Environment*, [S.I.], vol.431, pág. 357 – 365, 2012.
- CHEN, S.; LU, V.H.; DASH, P.; DAS, P.; LI, J.; CAPPS, K.; MAJIDZADEH, H.; ELLIOTT, M. Hurricane pulses: small watershed exports of dissolved nutrients and organic matter during large storms in the southeastern USA. *Science of the total environment*, [S.I.], vol.689, pág. 232 – 244, 2019.
- CANA VERDE, B. S. O papel da cobertura florestal no transporte de fósforo em microbacias no sul da Bahia. *Dissertação (PRODEMA/UESC)*, 64 p. 2020.
- COLE, M. M. *The savannas: biogeography and geobotany*. Academic Press, London, pág. 438, 1986.
- COLOMBO, A. A.; JOLY, C. B. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, Brasil, vol. 70, pág. 697 – 708, 2010.

- CROSS, A. F., SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of Hedley fractionation: applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, [S.I.], vol.64, pág. 197 – 214, 1995.
- DE MADEIROS, G.A.; DE LIMA TRESMONDI, A.C.C.; DE QUEIROZ, B.P.V.; FENGLER, F.H.; ROSA, A.H.; FIALHO, J.M.; LOPES, R.S.; NEGRO, C.V.; DOS SANTOS, L.F.; RIBEIRO, A.I. Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of southeast Brazil. *Energy, ecology and environment*, [S.I.], vol. 2, pág. 259-276, 2017.
- DE MOURA, E.; ROCHA, L.D.S.; NABOUT, J.C. Effects of global climate change on chlorophyll-a concentrations in a tropical aquatic system during a cyanobacterial bloom: A microcosm study. *Revista Ambiente e Agua*, [S.I.], vol.12, n.3, pág. 390 – 404, 2017.
- DELGADO, M.I.; CAROL, E.; MAC DONAGH, M.E.; CASCO, M.A. Chemical variation of surface water and groundwater in relation to water balance in the watershed of el pescado creek (Central-Eastern Argentina). *Environmental Earth Sciences*, [S.I.], vol. 79, n. 17, article numb. 399, 2020.
- DIAS, H. C. T.; FIGUEIRA, M. D.; SILVEIRA, V.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. *Revista Cerne*, [S.I.], vol. 8, n. 2, pág. 001-016, 2002.
- DONG, L.; YANG, Z.; LIU, X. Phosphorus fractions, sorption characteristics, and its release in the sediments of Baiyangdian Lake, China. *Environ. Monit.* [S.I.], vol. 179, pág. 335–345, 2011.
- ENGEL, F.; FISCHER, H. Effect of Thermal Stratification on Phytoplankton and Nutrient Dynamics in a Regulated River (Saar, Germany). *River Research and Applications*, [S.I.], vol. 33, n. 1, pág. 135-146, 2017.
- FAGGOTTER, S.J.; WEBSTER, I.T.; BURFORD, M.A. Factors controlling primary productivity in a wet – dry tropical river. *Marine and Freshwater Research*, [S.I.], Vol.64, p. 585– 598, 2013.
- FERNANDES, G.; ALMEIDA, H. A.; NUNES, C. A.; XAVIER, J. H. A.; BEIRÃO, N. S. C.; CARNEIRO, M. A. A.; CORNELISSEN, T.; NEVES, F. S.; RIBEIRO, S. P.; NUNES, Y. R. F.; PIRES, A. C. V.; BEIRÃO, M. V. Cerrado to Rupestrian grasslands: Patterns of species distribution and the forces shaping them along an

- altitudinal gradient. In: Fernandes, G.W. (Ed.), *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer International Publishing, pág. 345 – 371, 2016.
- FISHER, T.R. Plâncton e produção primária em sistemas aquáticos da bacia da Amazônia Central. *Acta Amazônica*, [S.I.], Vol.8, n.4, 1978.
 - FLORES – MONTES, M.J.; MACEDO, S.J.; KOENING, M.L.; LINS CORREIA, I. Variação Nictemeral do Fitoplâncton e Elementos Nutrientes no Canal de Santa Cruz, Itamaracá-PE-Brasil. *Tropical oceanography*, [S.I.], vol. 26, n.1, 1998.
 - FUNCH, L. S.; FUNCH, R. R.; BARROSO, G. M. Phenology of gallery and montane forest in the Chapada Diamantina, Bahia. *Biotropica*, Brazil, vol. 34, pág. 40-50, 2002.
 - GAMMONS, C. H.; RIDENOUR, R.; WENZ, A. Diurnal and longitudinal variations in water quality along the Big Hole River and tributaries during the drought of August, 2000: Montana Bureau of Mines and Geology, Open-File Report, [S.I.], Vol.424, 2001.
 - GANF, G. G.; HORNE, A. J. Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen fixation in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Freshwater Biology*, [S.I.], Vol. 5, p. 13-19, 1975.
 - GAO, Y.; ZHU, B.; YU, G.; CHEN, W.; ÉL, N.; WANG, T.; MIAO, C. Coupled effects of biogeochemical and hydrological processes on C, N, and P export during extreme rainfall events in a purple soil watershed in southwestern China. *Journal of Hydrology*, [S.I.], Vol. 511, p. 692-702, 2014.
 - GOLTERMAN, H.L. *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2004
 - GRASSHOFF, K.; ERHARDT, M.; KREMLING, K. *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie. 1983.
 - HARLEY, R. M. Introdução. In: STANNARD, B. L. (Ed.). *Flora of the Pico das Almas: chapada Diamantina, Bahia, Brazil*. Richmond, Surrey: Royal Botanic Gardens Kew, pág. 43 – 76, 1995.
 - HAYGARTH, P.; TURNER, B.L.; FRASER, A.; JARVIS, S.; HARROD, T. et al. Temporal variability in phosphorus transfers: classifying concentration? discharge event dynamics. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, European Geosciences Union, [S.I.], vol. 8 (1), pág.88-97, 2004.

- HOUSE, W.A.; WARWICK, M.S. Hysteresis of the solute concentration / discharge relationship in rivers during storms. *Water research*, [S.I.], vol. 32, pág. 2279 – 2290, 1998.
- HRDINKA, T.; VLASAK, P.; HAVEL, L.; MLEJNSKA, E. Possible impacts of climate change on water quality in streams of the Czech Republic. *Hydrological Sciences Journal* [S.I.], vol. 30, n.2, pág. 192 – 201, 2015.
- HUTZINGER, O. *The Handbook of Environmental Chemistry – The Natural Environmental and the Biogeo-chemical Cycles*. Berlin: Springer-Verlag; New York: Heidelberg, Vol. 1, part B. 1982.
- ICHIMURA, S. Diurnal fluctuation of chlorophyll content in lake water. *Botanical Magazine*, Tokyo, Vol. 73, 217-224. 1960.
- ICHIMURA, S. Phytoplankton photosynthesis. In: Jackson, D. F. Syracuse: ed. - *Algal, man and the environment*, [S.I.]: [s.n.], 1968.
- JESUS, E. F. R.; FALK, F. H.; RIBEIRO, L. P.; MARQUES, T. M. *Caracterização geográfica e aspectos geológicos da Chapada Diamantina, Bahia*. Salvador: Centro editorial e didático da Universidade Federal da Bahia, 1985.
- JOHNSON, S. L.; JONES, J. A. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, [S.I.], vol. 57, pág. 30 - 39, 2000.
- JONES, K. L.; POOLE, G. C.; MEYER, J. L.; BUMBACK, W.; KRAMER, E. A. (2006). Quantifying expected ecological response to natural resource legislation: a case study of riparian buffers, aquatic habitat, and trout populations. *Ecology and Society*, [S.I.], vol. 11, n. 15, 2006.
- KÖPPEN, W. P. *Grundriss der Klimakunde*. Berlin, Germany: Walter de Gruyter, 1931.
- KOENING, M.L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S.J. Impacts of the construction of the Port of Suape on the phytoplankton community in the Ipojuca River Estuary, Pernambuco, Brazil. *Acta Bot. Bras.*, [S.I.], vol. 16, n.4, 2002.
- KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, [S.I.], vol. 15 (3), pág. 259 - 263, 2006.
- LELES, S.G.; MOSER, G.A.O.; VALENTIN, J.L.; FIGUEIREDO, G.M. A Lagrangian study of plankton trophodynamics over a diel cycle in a eutrophic estuary

- under upwelling influence. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom*, [S.I.], vol. 98, n.7, pág. 1547 – 1558, 2018.
- LEWIS, W. M. J., MELACK, J. M., MCDOWELL, W. H., MCCLAIN, M., RICHEY, J. E. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. *Biogeochemistry*, [S.I.], vol. 46, pág. 149-162, 1999.
 - LI, X.; DI, Q. The influence mechanism of stormwater reduction and water purification of urban riparian buffer strip on different stormwater and buffer strip conditions. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, [S.I.], vol. 39, n.16, pág. 5932-5942, 2019.
 - LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *BioScience*, [S.I.], vol. 24, pág. 447-456, 1974.
 - LIMA, W. P., ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues; R. R., Leitão Filho, H. F. (Ed.), *Matas ciliares: conservação e recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, pág. 33 – 43, 2000.
 - LIMA NETO, R. T.; MENDONÇA, L. A. R.; PEREIRA J. A.; SOUSA, C. A. V.; GONÇALVES, J. Y. B.; FRISCHKORN, H. Análise morfométrica e ambiental da microbacia hidrográfica do rio Granjeiro, Crato/CE. *Revista Escola de Minas, Brasil*, vol.61, pág. 365 - 369, 2008.
 - LIMA, G.C.; SILVA, M.L.N.; DE OLIVEIRA, M.S.; CURI, N.; DA SILVA, M.A.; OLIVEIRA, A.H. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e mata atlântica na escala de microbacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina grande, PB*, vol.18, N. 5, pág. 517 - 526, 2014.
 - LINHARES, S.; GEWANDSZNAJDER, F. *Biologia Hoje*. Vol. 3. São Paulo: ed. Ática, 1998.
 - LYONS, J., S.W. TRIMBLE, AND L.K. PAINE. Grass Versus Trees: Managing Riparian Areas to Benefit Streams of Central North America. *Journal of the American Water Resources Association*, [S.I.], vol. 34, n.4, pág. 919 – 930, 2000.
 - MCDOWELL, W. H. (2001). Hurricanes, people and riparian zones: control on nutrient losses from forested Caribbean watersheds. *Forest Ecology and Management*, [S.I.], vol. 154, n.3, pág. 443 – 451, 2001.
 - MEDEIROS, P.R.; BARBOSA, J.E.L.; SILVA, A.M.A.; CRISPIM, MCB. Vertical and nictemeral dynamics of limnological variables in a tropical Brazilian Dam.

Journal of biology and earth sciences, [S.I.], vol. sup., n. 1, 2° semester, pág. 73 – 80, 2006.

- MELACK, J. M.; FISHER, T. R. Diel Oxygen Variations and Their Ecological Implications in Amazon Floodplain Lakes. *Archiv fur Hydrobiologie*, Stuttgart, Vol. 98, n. 4, p. 422-442, 1983.
- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; DA FONSECA, G. A. B. *Hotspots* Revised, fourth ed. CEMEX, Mexican NGO Agrupacion Sierra Madre, University of Virginia B. 2004.
- MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations of ocean colour. *Limnol. Oceanogr.* [S.I.], pág. 27 – 709, 1977.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, [S.I.], vol. 32(4), pág. 786 – 792, 2000.
- MORELLATO, L. P. C.; SILVEIRA, F. A. Plant life in campo rupestre: new lessons from an ancient biodiversity hotspot. *Flora*, [S.I.], vol. 238, pág. 1 – 10, 2018.
- MORRIS, L.G.; FAN, J. *Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams, reservoir, and watersheds for sustainable use* (pp. 805). USA: McGraw Hill Professional. 2010.
- NEILL, C., PICCOLO, M. C., STEUDLER, P. A., MELILLO, J. M., FEIGL, B. J. ; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin. *Soil Biology and Biochemistry*, [S.I.], vol. 27, n.9, pág. 1167 – 1175, 1995.
- NEILL, C., PICCOLO, M. C., CERRI, C. C., STEUDLER, P. A., MELILLO, J. M., BRITO, M. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia*, [S.I.], vol. 110, n.2, pág. 243–252, 1997.
- NIMICK, D.A.; GAMMONS, C.H.; PARKER, S.R. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: a review. *Chemical geology*, USA, vol. 283, pág. 3 – 17, 2011.
- NUNES, M. L. F. *Distribuição e fracionamento dos fosforo sedimentos dos Rios Bacanga e Anil na Ilha do Maranhão*. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2013.

- O'BRIAIN, R.; SHEPHARD, S.; COGHLAN, B. River reaches with impaired riparian tree cover and channel morphology have reduced thermal resilience. *Ecohydrology*, [S.I.], vol. 10, n.8, art. n° 1890, 2017.
- ODUM, H. T. Primary production in flowing waters. *Limnol. Oceanogr.* [S.I.], vol. 1, pág. 102 – 117, 1956.
- OLIVEIRA, S.A.; BICUDO, C.E.M. Seasonal variation of limnological features and trophic state index of two oligotrophic reservoirs of southeast Brazil. *Brazilian journal of biology*, [S.I.], vol. 77, pág. 323–331, 2017.
- PÁDUA, D. M. C. Fundamentos de piscicultura. 2. ed. Goiânia: Ed. da UCG, 2001.
- Parque Nacional Chapada Diamantina (PNCD). Plano de manejo para o Parque Nacional da Chapada Diamantina, 2007. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_chapada_diamantina.pdf
Acesso em: 06 jun. 2020.
- PARKER, G.G. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Advances in Ecological Research*, Great Britain, vol. 13, pág. 57 – 133, 1983.
- PIMENTA, F.S.; DE MORAES, M.E.B.; SILVA, D.M.L.; MICHEL, R.F.M. Nutrient and sediment fluxes in microbasins with different conservation states in the northeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, [S.I.], vol. 192, n.739, 2020.
- PINTO, T.S.; BECKER, V. Dinâmica Nictemeral dos grupos funcionais fitoplanctônicos de um manancial tropical, Lagoa de Extremoz, nordeste do Brasil. *Acta Limnol. Bras.*, [S.I.], vol. 26, n.4, pág. 356 – 366, 2014.
- PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. *Estud. Av.*, São Paulo, vol. 22 (63), pág. 43 - 60, 2008.
- Programa de monitoramento climático em tempo real da região nordeste (PROCLIMA). Precipitação acumulada mensal das chuvas da Bahia, 2020. Disponível em: <http://proclima.cptec.inpe.br/#>. Acesso em: 31 mai. 2020.
- RAMÍREZ, J. J. Variaciones verticales de temperatura y factores químicos en un ciclo de 24 horas en el embalse punchiná. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Antioquia – Colombia, Vol. 7, 1996.
- RAMIREZ, J. J.; BICUDO, C. E. M. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (summer, fall, winter, and spring) in a

- tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, Vol. 65, n. 1, p. 141-157, 2005.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As matas de galeria no contexto do bioma Cerrado. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.). *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, pág. 29 – 47, 2001.
 - RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, vol. 142(6), pág. 1141 – 1153, 2009.
 - RPPN Estação Veracel (VERACEL) Plano de manejo RPPN Estação Veracel, 2016 Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_rppn_estacao_veracel.pdf>. Acesso em 05 jun. 2020.
 - RUSJAN, S.; MIKOS, M. Seasonal variability of diurnal in – stream nitrate concentration oscillations under hydrologically stable conditions. *Biogeochemistry*, [S.I.], vol. 97, pág. 123 – 140, 2010.
 - RUTHERFORD, J. C.; MARSH, N. A.; DAVIES, P. M.; BUNN, S. E. Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research*, [S.I.], vol. 55, pág. 737 - 748, 2004.
 - SABATER, F., A. BUTTURINI, I. MUÑOZ, A. ROMANI, AND S. SABATER. Effects of Riparian Vegetation Removal on Nutrient Retention in a Mediterranean Stream. *Journal of the North American Benthological Society*, [S.I.], vol. 19, n.4, pág. 609 – 620, 2000.
 - SALTARELLI, W. A., DODDS, W. K.; TROMBONI, F.; CALIJURI, M. D. C.; NERES – LIMA, V.; JORDÃO, C. E.; PALHARES, J. C. P.; CUNHA, D. G. F. Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. *Journal of Limnology*, [S.I.], vol. 77, pág. 359 – 371, 2018.
 - SANTOS, M.L.S.; MUNIZ, K. Variação nictemeral de parâmetros abióticos e clorofila-a em uma estação oceanográfica na plataforma continental do amazonas. *Atlântica*, [S.I.], vol. 32, n. 2, pág. 237 – 246, 2010.
 - SANTOS, D.A.; DE PAULA, F.C.F. Diel changes in aquatic biogeochemistry of a pristine stream receiving untreated urban sewage at Brazilian rainforest.

- Environmental Science and Pollution Research, Germany, vol. 26 (12), pág. 12324 – 12334, 2019.
- SANTOS, V.R.; COSTA, D.J.L.; TEIXEIRA, D. Variação nictemeral de parâmetros físico-químicos e biológicos do Ribeirão das Cruzes, Araraquara-SP. Revista Uniara, [S.I.], vol. 13, n.2, 2010.
 - SARAIVA, P.D.L. Influência das ações antropogênicas no transporte de material particulado em bacias hidrográficas no sul da Bahia. Dissertação (PPGSAT/UESC). 52 p. 2018.
 - SCHELKER, J. et al. Effects of forestry operations on dissolved organic carbon concentrations and export in boreal first-order streams. Journal of Geophysical Research, New Zealand, vol. 117, 2012.
 - SCHOLEFIELD, D.; LE GOFF, T.; BRAVEN, J.; EBDON, L.; LONG, T.; BUTLER, M. Concerted diurnal patterns in riverine nutrient concentrations and physical conditions. Sci Total Environ, [S.I.], vol. 344, pág. 201 - 210, 2005.
 - SCHWARZ, M. T.; OELMANN, Y.; WILCKE, W. Stable N isotope composition of nitrate reflects N transformations during the passage of water through a montane rain forest in Ecuador, Biogeochemistry, [S.I.], vol. 102, pág. 195 - 208, 2011.
 - SHARIP, Z.; YUSOFF, F.M.; JAMIN, A. Seasonal water quality and trophic status of shallow lentic waters and their association with water levels. International Journal of Environmental Science and Technology, [S.I.], vol. 16, n.8, pág. 4851 - 4862, 2019.
 - SILVA, A. M. Princípios Básicos de Hidrologia. Lavras: UFLA – Departamento de Engenharia. Revista Brasileira de Agroecologia, [S.I.], Vol.2, No.2 1411, out. 2007.
 - SILVA, D. M. L.; PEREIRA, M. A.; COSTA, E. N. D.; CARNEIRO, J. S. Caracterização hidrológica e biogeoquímica de nitrogênio em microbacias: estudo de caso em áreas com diferentes usos do solo. In: MORAES, M. E. B.; LORANDI, R. (Org.). Métodos e técnicas de pesquisa em bacias hidrográficas. Ilhéus (BA):Editus, pág. 1 – 27, 2016.
 - SILVA, J. S. O.; BUSTAMANTE, M. M. C., MARKEWITZ, D., KRUSCHE, A. V., FERREIRA, L. G. Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. Biogeochemistry, [S.I.], vol. 105, n. 1-3, pág.75 – 88, 2011.
 - SILVA, D. M. L.; CAMARGO, P. B.; MCDOWELL, W. H.; SALOMÃO, M. S. M. B.; VIEIRA, I.; MARTINELLI, L. A. (2012). Influence of land use changes on water

- chemistry in streams in State of São Paulo, southeast Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Impresso)*, [S.I.], vol. 84, n. 4, pág.919 – 930, 2012.
- SILVA, D. M. L., SOUZA, M. F. L., SILVA, F. S., PAULA, F. C. F., MORAES, M. E. B., & STRENZEL, G. M. R. Land use effects on nutrient concentration in a small watershed in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, [S.I.], vol. 19, n. 2, pág.1 – 10, 2015.
 - SILVA, D. M. L., OMETTO, J. P. H. B., LOBO, G. A., LIMA, W. P., SCARANELLO, M. A., MAZZI, E., & ROCHA, H. R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? *Scientia Agricola*, [S.I.], vol. 64, n. 4, pág.317 – 324, 2007.
 - SMITH, P.E. A warm decade in the Southern California Bight. *CalCOFI Rep.*, 36: 120–126, 1995.
 - SOUZA, E. R.; PAULA, F. C. F. Spatial and Temporal Hydrochemical Variation of a Third Order River Network in a Quasi Pristine Coastal Watershed, at Southern Bahia, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, [S.I.], vol. 85, n.4, p.1357 - 1370, 2013.
 - SOUZA SANTOS, M.L.; ESCHRIQUE, S.A.; PEREIRA, J.A.R.; MELO, N.F.A.; et al. Estudo nictemeral de parâmetros físicos e químicos na plataforma continental do Amazonas. *Tropical journal of fisheries and aquatic sciences*, [S.I.], vol. 12, n.1, 2012.
 - STRICKLAND, J.D.M.; PARSONS, T.R. A practical handbook of seawater analysis. Second edition. [S.I.:s.n.], 1972.
 - SWEENEY, B.W., T.L. BOTT, J.K. JACKSON, L.A. KAPLAN, J.D. NEWBOLD, L.J. STANDLEY, W.C. HESSION, AND R.J. HORWITZ. Riparian Deforestation, Stream Narrowing, and Loss of Stream Ecosystem Services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, [S.I.], vol. 101, n.39, p.14132 - 14137, 2004.
 - TALLING, J.F. 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in lake Victoria (East Africa). *Int. Revue ges Hydrobiol.*, [S.I.], vol.51, n.4, p.545 - 621, 1966.
 - TANAKA, M.O.; DE SOUZA, A.L.T.; MOSCHINI, L.E.; DE OLIVEIRA, A.K. Influence of watershed land use and riparian characteristic on biological indicators on stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*, [S.I.], vol. 216, p.333 - 339, 2016.

- TEIXEIRA, C. Daily variation of marine primary production in the Flamengo inlet. *Anais do Simpósio Internacional de Algas, Ubatuba region, southern Brazil*, p. 97-108, 1986.
- TEIXEIRA, C.; GAETA, S.A. Diel variations in chlorophyll α phytoplankton primary production and environmental factors from Ubatuba region (Lat. 23°30'S Long. 45°06'W). *Bol. Inst. Oceanogr., São Paulo*, vol.39 no.1, 1991.
- THOMAS, W. W.; CARVALHO, A. M. Zoneamento Ecológico do Sudeste da Bahia, Brasil. In PRADO, P. I.; LANDAU, E. C.; MOURA, R. T.; PINTO, L. P. S.; FONSECA, G. A. B.; ALGER, K. (Orgs.). *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Ilhéus: IESB/ Conservation International, 2003.
- UDAWATTA, R.P.; HENDERSON, G.S.; JONES, R.D.; HAMMER, D.H. Phosphorus and nitrogen losses in relation to forest, pasture and row-crop land use and precipitation distribution in the midwest. *Revue des Sciences de l'Eau, [S.I.]*, vol. 24, n.2, pág.269 – 281, 2011.
- VANNOTTE, R.L. et al. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, v.37, p.130-137, 1980.
- VINK, S.; CHAMBERS, R. M.; SMITH, S. V. Distribution of phosphorus in sediments from Tomales Bay, California. *Mar. Geol. [S.I.]*, vol. 139, pág. 157 – 179, 1997.
- WANG, Y.; LI, K.; LIANG, R.; HAN, S.; LI, Y. Distribution and Release Characteristics of Phosphorus in a Reservoir in Southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. China, vol. 16, art. 303, 2019.
- WETZEL, R.G. *Limnologia*. 2ª Ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.
- WETZEL, R.G. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3ª Ed. San Diego: Academic Press. 2001.
- WHITERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment, [S.I.]*, vol. 400, n.1-3, pág.379 - 395, 2008.
- WILCKE, W.; LEIMER, S.; PETERS, T.; EMCK, P.; ROLLENBECK, R.; TRACHTE, K; VALAREZO, C.; BENDIX, J. The nitrogen cycle of tropical montane forest in Ecuador turns inorganic under environmental change. *Global Biogeochemical Cycles, [S.I.]*, vol. 27, pág. 1194 – 1204, 2013.
- WOHL, E. The significance of small streams. *Front earth sci., Colorado - USA*, vol. 11(3), pág. 447 – 456, 2017.

- WRAGE, N. et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry*, [S.I.], vol. 33. 2001.
- YOU, S. J.; YIN, Y.; ALLEN, H. E. Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. *Science of the Total Environment*, [S.I.], vol. 227, n.2, p.155 - 160, 1999.
- ZAPPI, D.; LUCAS, E.; STANNARD, B.; LUGHADHA, E.; et al. Lista das plantas vasculares de catolés, chapada diamantina, Bahia, Brasil. *Boletim De Botânica Da Universidade De São Paulo*, São Paulo, vol. 21, n.2, pág. 345 – 398, 2003.
- ZHANG, C.; WANG, L.; PU, J.B. Diel aqueous chemical cycling in a typical karst spring-fed stream: Controls of biogeochemical processes. *Acta geoscientica sinica*, Guangxi – China, vol. 36 (2) pág. 197 – 203, 2015.