



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS
TROPICAIS**

PAOLA DAMASCENO LAZARINI SARAIVA

**INFLUÊNCIA DAS AÇÕES ANTROPOGÊNICAS NO TRANSPORTE DE
CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO PARTICULADO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS NO SUL DA BAHIA**

ILHÉUS - BAHIA

2018

PAOLA DAMASCENO LAZARINI SARAIVA

**INFLUÊNCIA DAS AÇÕES ANTROPOGÊNICAS NO TRANSPORTE DE
CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO PARTICULADO EM BACIAS
HIDROGRÁFICAS NO SUL DA BAHIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (SAT), Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Santa Cruz, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Dra. Daniela Mariano Lopes da Silva

ILHÉUS - BAHIA

2018

S243 Saraiva, Paola Damasceno Lazarini.
Influência das ações antropogênicas no transporte de carbono, nitrogênio e fósforo particulado em bacias hidrográficas no sul da Bahia / Paola Damasceno Lazarini Saraiva. - Ilhéus : UESC, 2018.
63f. : il. anexos.
Orientadora : Daniela Mariano Lopes da Silva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Bacias hidrográficas urbanas – Itabuna (BA). 2. Química da Água. 3. Água – Conservação. 4. Nutrientes. 5. Rio Tijuípe – Bahia, Sul. 6. Rio Cachoeira – Bahia, Sul. I. Silva, Daniela Mariano Lopes. II. Título.

CDD – 551.46137

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Santa Cruz por conceder a infraestrutura para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais pela oportunidade de cursar o mestrado.

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

À Prof. Dr. Daniela Mariano, pela orientação, competência, disponibilidade e apoio.

Ao Prof. Juan Facundo, por me apresentar o meio acadêmico.

Aos professores e funcionários do SAT pelos ensinamentos e pela convivência durante este período.

Aos colegas de turma, Caio, Juliana, Tércio, Virgínia, Déborah, Alice, pelas partilhas e excelente convivência no tempo em que pudemos estar juntos.

Amigas Deise e Elaine, as saídas campo, as caronas, almoços e conversas partilhadas com vocês foram fundamentais para superar as dificuldades, vocês fizeram e fazem toda a diferença, muito obrigada!

Aos colegas Felipe, Eline, Mariana 1 e 2, Ana Paula, Deise, Elaine, Thaís e Camila obrigada pela companhia e por puxarem o balde de água nas coletas!

Aos motoristas da UESC, em especial ao Sr. José, por nos levar em segurança nas saídas de campo.

As amigas da Biologia, que mesmo distantes sempre se fizeram presentes: Gilda, Tati e Grazi, obrigada por não me deixarem desistir logo no início. As amigas mineiras, Angélica, Gláucia, Cristina, Livia, Ruth e Juliana obrigada pelo interesse, torcida e incentivo.

A minha Mãe Adélia pelo exemplo vivo de força, resistência e perseverança, por me ensinar o caminho do bem e acreditar nos meus sonhos. As minhas tias, pelas fundamentais orações, a minha sobrinha Lavínia e ao meu irmão Pablo e demais familiares, por compreenderem minha ausência e torcerem pelo meu sucesso.

Ao “mestre” Danilo Pinheiro, aos colegas de turma de Muay Thai, pelo convívio, pela paciência e amizade.

A minha cadelinha Tesla, pela companhia nas madrugadas de estudo que de tempos em tempos me pedia carinho, me obrigando a parar e relaxar.

Por último e não menos, importante, ao meu amor, Rangel Alves, por tudo o que você representa em minha vida, por todo suporte (financeiro, físico e emocional) por me amparar nas dificuldades, por acreditar e lutar comigo nos meus objetivos. Amo você!

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização e conclusão deste trabalho!

A Deus, pela saúde, força e amparo.

“As quedas e as pedras não impedem que a água continue a seguir”

(Wesley D'Amico)

PAOLA DAMASCENO LAZARINI SARAIVA

**INFLUÊNCIA DAS AÇÕES ANTROPOGÊNICAS NO TRANSPORTE DE
MATERIAL PARTICULADO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SUL DA
BAHIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (SAT), Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Santa Cruz, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

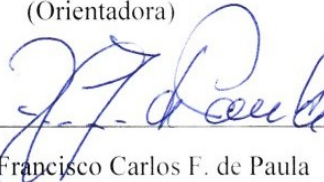
Ilhéus, 22 de março de 2018.



Prof. Dr. Daniela Mariano Lopes da Silva

UESC/DCB

(Orientadora)



Prof. Dr. Francisco Carlos F. de Paula

UESC/DCAA

(Membro interno)



Prof. Dr. Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão

UENF

(Membro externo)

INFLUÊNCIA DAS AÇÕES ANTROPOGÊNICAS NO TRANSPORTE DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO PARTICULADO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SUL DA BAHIA

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos vêm sendo alterados por atividades antrópicas desde o século XIX, ganhando atualmente proporções de caráter global. A entrada de materiais por meio de fontes pontuais de poluição, como os esgotos domésticos e industriais ou ainda provocadas pelo aporte de fontes difusas, restos vegetais incorporados aos solos e a utilização de fertilizantes nas culturas agrícolas altera a qualidade das águas. Pouco se sabe a respeito da influência da urbanização no rio Cachoeira, sendo assim é necessário a realização de estudos que visem desenvolver estratégias de gestão da água e de conservação ambiental local. O objetivo do trabalho foi avaliar a variação sazonal e o efeito das ações antropogênicas na dinâmica das formas particuladas de carbono, nitrogênio e fósforo em bacias hidrográficas no sul da Bahia. As amostragens foram realizadas mensalmente de set/2016 a ago/2017 para o rio Cachoeira (área urbanizada) e para o rio Tijuípe (área preservada). Através da concentração de COP, NOP e POP e sua correlação com TSS e Precipitação e também através da relação C:N:P podemos inferir sobre o impacto causado pela urbanização. Os valores de nutrientes mais altos encontrados foram na área urbanizada, comprovando a interferência da antrópica no Rio. Os resultados apontam que o lançamento de efluentes de forma inadequada e sem tratamento alteram severamente as concentrações de COP, NOP e POP na bacia do rio Cachoeira e afetam negativamente a qualidade das suas águas promovendo perdas econômicas, sociais e ambientais.

Palavras-chave: Urbanização. Carbono. Nitrogênio. Rio Cachoeira.

**INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC ACTIONS ON TRANSPORT OF
PARTICULATE CARBON, NITROGEN AND PHOSPHORUS IN HYDROGRAPHIC
BASINS IN SOUTH BAHIA**

ABSTRACT

Aquatic ecosystems have been altered by anthropic activities since the nineteenth century, currently gaining proportions of global character. The entrance of materials due to point sources of pollution, such as domestic and industrial sewage, or caused by the input of diffuse sources, plant remains incorporated in the soil and the use of fertilizers in agricultural crops alters the quality of the water. It is shortly known about the influence of urbanization on the Cachoeira river. Thus, it is necessary to carry out studies aimed at developing strategies for water management and local environmental conservation. The objective of this work was to evaluate the seasonal variation and the effect of the anthropogenic actions on the dynamics of the carbon, nitrogen and phosphorus particulate forms in watersheds in the south of Bahia. The samplings were carried out monthly from Sep / 2016 to Aug / 2017 for the Cachoeira river (urbanized area) and the Tijuípe river (preserved area). Through the concentration of POC, PON and POP concentration and their correlation with TSS and Precipitation and also through the C: N: P ratio we can infer about the impact caused by the urbanization. The highest nutrient values found were in the urbanized area, proving the anthropic interference in river. The results indicate that the discharge of effluents improperly and without treatment severely alter the POC, PON and POP concentrations in the Cachoeira river basin and negatively affect the quality of its waters, promoting economic, social and environmental losses.

Keywords: Urbanization. Carbon. Nitrogen. Cachoeira River.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização dos pontos de coleta ao longo do Rio Cachoeira.....	22
Figura 2 - Pontos de coleta do Rio Cachoeira.....	23
Figura 3 - Localização dos pontos de coleta ao longo do Rio Tijuípe	24
Figura 4 - Pontos de coleta no Rio Tijuípe.....	25
Figura 5- Precipitação acumulada diária de setembro/2016 a agosto/2017 nos municípios de Ilhéus e Itacaré. Fonte: Proclima.....	28
Figura 6 – Concentrações de COP, POP e NOP em μM nos Rios Cachoeira (P) e Tijuípe (T). (Valor de escala alterado para melhor visualização). *Letras diferentes apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$)	30
Figura 7- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e COP, no Rio Cachoeira.....	31
Figura 8- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e NOP, no Rio Cachoeira.....	32
Figura 9- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e POP, no Rio Cachoeira.....	33
Figura 10- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e COP, no Rio Tijuípe.....	34
Figura 11- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e NOP, no Rio Tijuípe.....	35
Figura 12- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e POP, no Rio Tijuípe.....	36
Figura 13- Razão elementar em relação a precipitação no rio Cachoeira. (Valores de escala alterados para melhor visualização)	38
Figura 14- Razão elementar em relação a precipitação no rio Tijuípe. (Valores de escala alterados para melhor visualização)	39
Figura 15- Fluxo de COP, NOP e POP ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) exportado pelo rio Cachoeira. (Valores de escala alterados para melhor visualização)	40
Figura 16- Fluxo de COP, NOP e POP ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) exportado pelo rio Tijuípe. (Valores de escala alterados para melhor visualização)	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis físico – químicas Condutividade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido dos rios Cachoeira (P) e Tijuípe (T) (média ± desvio padrão).....	29
Tabela 2. Relação elementar de Matéria Orgânica particulada dos rios Cachoeira (P) e Tijuípe (T)	37
Tabela 3. Valores indicadores da deficiência de nutrientes para o crescimento do fitoplâncton. Razões C: N, N: P, C: P (μmol^{-1}). (Adaptado Healey e Hendzel, 1980)	46

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 HIPÓTESE	20
3 OBJETIVO	21
3.1 Objetivos Específicos	21
4 MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 Áreas de Estudo	22
4.2 Amostragem e Procedimentos Analíticos	25
4.2.1 Carbono Orgânico Particulado e Total de Sólidos em Suspensão.....	25
4.2.2 Nitrogênio e Fósforo Orgânico Particulados	26
4.2.3 Fluxos de carbono	26
4.2.4 Análises estatísticas.....	27
5 RESULTADOS	28
6 DISCUSSÃO	42
7 CONCLUSÃO	48
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
ANEXO A	60
ANEXO B.....	62

1 INTRODUÇÃO

Os usos dos recursos hídricos são múltiplos, entre as quais se destacam o abastecimento público de água, a geração de energia elétrica, a irrigação, a aquicultura, a dessedentação animal e a harmonia paisagística. A capacidade dos ecossistemas aquáticos de fornecer esses serviços diminui à medida que a densidade da atividade humana aumenta ao longo do tempo. Nos últimos anos esses recursos vêm sendo modificados por ação antrópica, resultando em prejuízo na qualidade e disponibilidade de água, sendo notória a necessidade crescente do monitoramento das alterações na qualidade de água. (BRAGA et al., 2006). Os principais centros urbanos, instalaram-se próximos aos rios e lagos, exercendo grande pressão sobre esses sistemas, promovendo a destruição das matas ciliares, o assoreamento, o uso indiscriminado da água, a construção de barragens, os desvios de curso, o aumento do carbono, nutrientes (COOKE; PREPAS, 1998; DAVID; GENTRY, 2000; MC ISAAC et al., 2002; WAGNER et al., 2008) dentre outros, têm contribuído para o desaparecimento de rios e lagos, afetando profundamente o ciclo da água e o clima. (SILVA; AZEVEDO; MATOS, 2006).

Muitos centros urbanos desenvolveram-se em torno dos rios, que eram a força vital do comércio. Esses usos comerciais dos serviços ecológicos ignoraram e degradaram os rios, um fenômeno que continua hoje à medida que a expansão urbana acelera. (PAUL; MEYER, 2001). Esta extensa e crescente urbanização representa uma ameaça para os ecossistemas aquáticos.

Atualmente, mais de 50% da população global e de 85% no Brasil (IBGE,2015) vivem em áreas urbanas e espera-se que em 2030, mais de 60% da população mundial viva em áreas urbanas (UN POPULATION DIVISION ,1997; US CENSUS BUREAU, 2001). A urbanização é uma forma generalizada e crescente de mudança de uso da terra. Essa mudança na demografia trouxe transformações da paisagem que têm uma série de efeitos como o aumento da cobertura superficial impermeável nas bacias urbanas, (que altera a hidrologia e a geomorfologia dos rios) e do escoamento das superfícies urbanizadas, bem como as descargas municipais e industriais resultam no aumento do carregamento de nutrientes, metais, pesticidas e outros contaminantes para os cursos d'água. (PAUL; MEYER, 2001). Dado que a urbanização está aumentando mundialmente, sua pegada biogeoquímica não pode ser ignorada (FOLEY et al., 2005, ELLIS; RAMANKUTTY, 2008, GRIMM et al., 2008). No âmbito químico, em geral, existe um aumento em quase todos os constituintes, mas consistentemente em sólidos em suspensão, amônio, hidrocarbonetos e metais, em cursos d'água urbanos (PORCELLA; SORENSON 1980, LENAT; CRAWFORD, 1994, LATIMER; QUINN 1998, USGS, 1999). A urbanização geralmente leva a maiores concentrações de fósforo nas bacias urbanas (OMERNIK, 1976, MEYBECK, 1998, USGS, 1999, WINTER; DUTHIE, 2000). Um efeito urbano é mais

frequentemente observado no fósforo total como resultado do aumento do fósforo particulado, mas os níveis de fósforo dissolvido também são aumentados (SMART et al., 1985).

Ambientes lóticos estão em constante mudança ao longo do seu percurso, sendo influenciados pelas propriedades físicas e químicas do ambiente (ex: profundidade, vazão, turbidez, geologia) (ROUND, 1965). De acordo com Ward (1989), uma heterogeneidade pode ser observada na dimensão longitudinal, lateral, vertical e temporal. Os rios apresentam um fluxo unidirecional temporário ou permanente de água ou de materiais orgânicos ou inorgânicos, suspensos ou dissolvidos, correspondentes às águas lóticas (ESTEVES; BARBOSA, 1986). De sua nascente até a foz os rios apresentam um gradiente variável, porém contínuo de variáveis físicas tais como, largura, profundidade, temperatura, fluxo e ganho de entropia, que determinam uma série de respostas por parte das comunidades aquáticas, resultando num ajuste biótico de matéria orgânica no ambiente (VANNOTE et al., 1980).

As dinâmicas dos ciclos de nutrientes e fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos ocorrem por meio da transformação bioquímica da matéria orgânica introduzida pelo metabolismo microbiano (WETZEL, 2001). O material orgânico não decomposto na coluna d'água é incorporado aos sedimentos, onde pode ser imobilizado ou degradado (HAKANSON E JANSSON, 1983). A matéria orgânica dissolvida afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos através da sua influência na acidez, no transporte de metal traço, absorvância luminosa e fotoquímica, fornecimento de energia e nutrientes (ESHLEMAN; HEMOND, 1985; LAWLOR; TIPPING, 2003; ZAFARIOU et al., 1984; WETZEL, 1992; STEWART; WETZEL, 1981). Do mesmo modo, constitui um componente do ciclo global do carbono (ALARCON-HERRERA et al., 1994; HOPE et al., 1994). As concentrações dos gases biogênicos (O_2 e CO_2) são consideradas bons indicadores das taxas de produção e consumo da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (BALLESTER et al., 1999). Dessa forma, os rios promovem a ligação do ciclo do carbono entre os ecossistemas terrestres e os ecossistemas aquáticos (rios, lagos e oceanos), lançando nos oceanos o carbono originado nos ecossistemas terrestres (LUDWIG et al., 1996). Nos rios, a ciclagem do carbono é afetada por processos que ocorrem tanto nos canais fluviais quanto na bacia de drenagem como um todo (RAYMOND; COLE, 2003).

O carbono e seus compostos orgânicos são essenciais na constituição de toda matéria viva e fundamentais no processo de respiração, fotossíntese e manutenção do clima (MARTINS et al., 2003). O metabolismo da matéria orgânica, nos ecossistemas aquáticos, promove o ciclo do carbono, determinando suas estruturas e funcionamento. A matéria orgânica é formada da mistura de lipídios, carboidratos, proteínas e outros compostos orgânicos e entra nos

ecossistemas aquáticos através da fotossíntese na forma de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP) detrital (MEYERS; LALLIER-VERGÉS, 1999).

O COD e COP podem ser de origem alóctone por meio dos lençóis freáticos, escoamento superficial e do entorno da bacia ou autóctone através dos produtores primários tais como fitoplâncton, perifiton e macrófitas aquáticas, e podem ser liberados no meio aquático através da excreção e morte de organismos e da ressuspensão a partir do sedimento. Ambos podem ser exportados por ação da água corrente, por fenômenos naturais e ações antrópicas pontuais e podem ser incorporados na cadeia alimentar aquática ou sedimentarem ou serem mineralizados através de fotodegradação. O oxigênio, pH e temperatura são fatores importantes nas transformações das formas de carbono, tanto para produção ou degradação que acontecem por meio de organismos, microrganismos, condições físico-químicas ou agentes físicos (ESTEVES, 2011). O COP fluvial afeta processos e condições de fluxo como a dinâmica de nutrientes (ALLAN; CASTILLO, 2007; ANDERSSON, 1998), transporte de contaminantes orgânicos e metálicos (ANDERSSON, 1998; BERGKNUT et al., 2010) e interações químicas (BATTIN et al., 2008). A maior parte da variabilidade intra-anual da exportação de COP pode ser explicada por mudanças na temperatura e precipitação (TIAN et al., 2015)

Ecossistemas aquáticos vêm sendo alterados por atividades antrópicas desde o século XIX, ganhando atualmente proporções de caráter global. A entrada de materiais por meio de fontes pontuais de poluição, como os esgotos domésticos e industriais ou ainda provocadas pelo aporte de fontes difusas, restos vegetais incorporados aos solos e a utilização de fertilizantes nas culturas agrícolas altera a qualidade das águas. Desta forma, em rios cujas bacias de drenagens são fortemente manejadas por atividades antrópicas, tem a qualidade de suas águas diretamente relacionada aos diversos usos dos solos (SALOMÃO, 2004).

Impactos climáticos significativos estão previstos para os próximos 100 anos em função da constante e intensa emissão de gases do efeito estufa (GEE, principalmente o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O)). Modelos climáticos computacionais sugerem que poderá ocorrer aquecimento de 4 a 6 °C em diversas partes do país, principalmente na Amazônia, até o final do século (NOBRE, 2010).

O aumento nas concentrações e a dispersão global de contaminantes químicos e poluentes, a depleção na camada de ozônio na estratosfera, o aquecimento global e a chuva ácida são algumas das várias das mudanças globais no ambiente causadas por atividades humanas (MARTINS et al., 2003). As mais significativas para o país são o aumento de temperatura, modificações nos padrões de chuvas e alterações na distribuição de extremos

climáticos tais como secas, inundações, frentes frias, geadas, tempestades severas, vendavais, granizo, etc.

No Brasil, análises de dados de temperatura indicam pequeno aumento das temperaturas do ar em relação à superfície durante o século XX, compatíveis com o aquecimento global. Já em relação as precipitações pluviométricas, não há indicação clara de mudança e o que se observa é variabilidade climática nas escalas interanual e interdecadal. Na Amazônia os aumentos de temperatura atuam como “feedback” positivo e aumentam a susceptibilidade dos ecossistemas amazônicos às mudanças climáticas globais devido ao aumento do efeito estufa e regionais devido ao desmatamento. Entretanto, a incerteza sobre como serão as alterações dos regimes de precipitação impede que se avalie se o feedback climático será positivo ou negativo com relação a este parâmetro climático (NOBRE, 2010).

O avanço das tecnologias agrícolas e industriais favoreceu o crescimento populacional, a queima de quantidades cada vez maiores de combustíveis fósseis e a intensificação de práticas de plantio, elevando consumo de fertilizantes. O aumento da concentração atmosférica de CO₂, é resultado principalmente, da queima de combustíveis, de processos de desmatamento e das contínuas trocas de carbono efetuadas entre a atmosfera, os oceanos e a biosfera continental. A prática de fertilização do solo altera a emissão de óxido nitroso, enquanto metano, é gerado em grandes quantidades por atividades humanas – queima de biomassa, pecuária, depósitos de lixo – e processos naturais (pântanos, decomposição de matéria orgânica) (MARTINS et al., 2003).

A queima de combustíveis fósseis, atividades industriais e agrícolas que produzem nitrogênio disponível estão favorecendo a elevação dos níveis deste nos ecossistemas. Ressalta-se o uso de fertilizantes a base de nitrogênio que são aplicados de forma desordenada e neste caso aproximadamente 60% do nitrogênio presente na constituição dos fertilizantes, não chega a ser incorporados pelas plantas, permanecendo biodisponível (SAWAKUCHI et al., 2013).

Um dos maiores problemas no Brasil em bacias localizadas em grandes áreas urbanas é o despejo de esgotos domésticos sem tratamento prévio em suas águas. Até 2050 é previsto um crescimento urbano nos países tropicais com impactos na disponibilidade e qualidade da água (Mc DONALD et al., 2011). O elevado crescimento populacional, associado aos impactos que as atividades antropogênicas promovem no meio ambiente são considerados os principais fatores responsáveis pela poluição do meio aquático. O uso e ocupação do solo afetam as concentrações de nutrientes principalmente em lagos e reservatórios que são ambientes lênticos (PASSONI et al., 2014).

No Brasil e na maioria dos países em desenvolvimento grande parte do esgoto bruto, tanto doméstico quanto industrial, é lançado sem tratamento prévio nos cursos d’água

(TUNDISI, 2003). Esse grande aporte de matéria orgânica, via efluentes domésticos e industriais, é uma das principais causas de poluição das águas urbanas, podendo afetar a qualidade do ambiente para os organismos aquáticos ou mesmo a saúde humana, a partir da transmissão de doenças de veiculação hídrica ou por meio da ingestão de águas contaminadas.

Presente nos rios e lagos, os principais nutrientes envolvidos no processo de eutrofização são o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Em suas formas inorgânicas dissolvidas, fósforo e nitrogênio, ($P-PO_4^{3-}$, $N-NO_2^-$, NO_3^- , NH_4^+) são os macronutrientes essenciais para produção primária. Quando em excesso e associados às boas condições de luminosidade, podem aumentar exponencialmente as populações das algas, briófitas, pteridófitos e macrófitas, enriquecendo o meio, provocando um fenômeno biológico bem conhecido e estudado denominada eutrofização (ABE et al., 2009). A alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, à redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água, são algumas das consequências da eutrofização (SMITH; SCHINDLER, 2009).

O aumento da carga de matéria orgânica lançada direta ou indiretamente nos corpos hídricos favorece o aumento da quantidade de microrganismos decompositores e outros nos sedimentos que acabam por consumir o oxigênio disponível nas águas. Em meio anaeróbico as formas inorgânicas de nitrogênio e fósforo predominam e facilitam a assimilação pelas cianobactérias, provocando as suas florações em detrimento de outras espécies (ALVES-COSTA et al., 2008).

Cargas fluviais de total de sólidos em suspensão (TSS) associados às formas de carbono orgânico particulado (COP), nitrogênio orgânico particulado (NOP), e fósforo orgânico particulado (POP) têm grande influência na biogeoquímica de água doce e em ambientes costeiros marinhos afetando as teias alimentares aquáticas, controlando a disponibilidade de nutrientes dissolvidos e afetando as propriedades ópticas dos sistemas aquáticos (FROELICH, 1988; DAGG et al., 2004; STRAMSKI et al., 2004).

As principais fontes de matéria orgânica dissolvida e particulada nos rios e lagos são a produção autóctone da zona litorânea (macrófitas e microflora anexa) e autotróficos pelágicos (principalmente o fitoplâncton) e as entradas alóctones de origem terrestre. No entanto, a importância relativa destas fontes depende das características do rio/lago e da sua bacia de drenagem e da sazonalidade da região (WETZEL, 1993).

Sistemas lóticos podem ter sua produtividade diminuída, por perdas de nutrientes do solo, ou acelerada pela entrada de nutrientes associadas com as atividades humanas (WETZEL,

2001). No Brasil, a Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, também conhecida como novo "Código Florestal" (BRASIL,2012), estabelece a proteção de áreas fluviais a serem preservadas, mas pouco se sabe como essa proteção interage com os impactos do uso da terra. Para controlar a eutrofização e a qualidade da água, N e P orgânicos e inorgânicos devem ser considerados, pois podem estar relacionados com as atividades autotrófica e heterotróficas (DODDS et al., 1997).

O carbono (C), o nitrogênio (N) e o fósforo (P) são três elementos químicos que existem em diferentes proporções em organismos vivos. As principais características dos organismos e ecossistemas podem ser determinadas pela dinâmica elementar (STERNER; ELSER, 2002).

O fósforo presente nos corpos d'água pode ter procedências naturais ou antrópicas. As principais fontes de fósforo em um corpo d'água são a drenagem pluvial (áreas com matas e florestas, agrícolas e urbanas) e esgotos (Von SPERLING, 2008). Sua atuação em processos fundamentais para o metabolismo e na constituição de proteínas, incluindo o ADN, ADP e ATP (que atuam nos processos de transferências de energia e de estruturação da membrana celular), o tornam um elemento importante para os sistemas biológicos. A disponibilidade de fósforo (P) controla a eutrofização em ecossistemas de água doce, uma vez que P é geralmente o nutriente que limita o desenvolvimento dos produtores primários (SCHINDLER et al., 2008; SMITH; SCHINDLER, 2009).

As principais fontes naturais significativas de fósforo são o intemperismo das rochas fosfáticas (apatita detrítica), as chuvas e a lixiviação dos solos pelas águas das chuvas. O fósforo de origem antrópica encontra-se principalmente nas formas inorgânicas, devido ao uso indiscriminado de fertilizantes químicos nos solos, como o dihidrogenofosfato de cálcio $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, altamente solúvel em água, ou pelas emissões de efluentes urbanos, que contêm polifosfatos dos produtos de limpeza e ortofosfato e fosfatos inorgânicos condensados dos esgotamentos sanitários não tratados (OSORIO; OLIVEIRA, 2001).

A partir das formas iônicas (HPO_4^{-2} , PO_4^{-3}) o fósforo pode formar minerais estáveis, que integram o material particulado em suspensão, bem como o precipitado no sedimento, e sua estabilidade depende de parâmetros ambientais, como pH, teores de ferro, cálcio e alumínio, entre outros. Alterações desses fatores, além da atividade biológica, provocam a solubilização do fosfato presente nos minerais (SILVA, 1996). Ao serem carregados pelos rios, os materiais fosfatados podem permanecer em meio aquoso ou serem depositados nos sedimentos, sob diferentes formas, que irão descrever de forma integrada os processos antrópicos que influenciam as bacias hidrográficas e, possivelmente, processos naturais que caracterizam, por exemplo, a hidrogeoquímica local (MOZETO et al., 2001).

A exportação de P, está principalmente relacionado aos processos de adsorção e sedimentação, portanto o P está quase sempre na fase particulada (BERGE et al., 1997). Os mecanismos de retenção de P incluem a absorção por vegetação, perifíton e microrganismos; reações de sorção e troca com solos e sedimentos; precipitação química na coluna de água; sedimentação e arrastamento. Esses mecanismos exemplificam a natureza biológica, física e química combinada da retenção de P em zonas úmidas e córregos (REDDY et al., 1999).

Estima-se que metade do fosfato total dissolvido é antropogênico, pois os níveis naturais de P dissolvido são baixos nos rios ($0,025\text{mg L}^{-1}$) e a adição de fósforo poluente pode resultar em grandes aumentos (MEYBECK, 1982). Desde o final da década de 1960, as contribuições relativas de P para os corpos d'água de fontes pontuais e não pontuais sofreram alterações em alguns países desenvolvidos da Europa e da América. Em diversos países tais como Reino Unido e China, cerca de 50% da carga anual de fósforo para suas águas é derivada da agricultura (DEFRA, 2004). As fontes de nutrientes agrícolas não pontuais na maioria dos lagos na China representaram mais de 50% das cargas de poluição nos corpos d'água receptores (JIN et al., 1990).

O nitrogênio é um gás inerte (por isso chamado de Azoto, que significa “não vida”) e compõe 78 % dos gases da atmosfera. Se o século XVIII foi conhecido pela descoberta de N e sua espécie, o século XIX foi notado pela descoberta de como o nitrogênio foi transformado de uma espécie para outra. A partir da década de 1970, o processo Haber-Bosch permitiu a produção em massa de fertilizantes sintéticos, responsável pela produção de 50 % dos alimentos da população mundial (ERISMAN et al, 2008).

O nitrogênio reativo (Nr) é criado naturalmente a partir de N_2 por meio de fixação biológica de nitrogênio, queima de biomassa e raios (relâmpagos). Devido à sua disponibilidade limitada, algumas moléculas Nr essenciais são eficientemente conservadas e reutilizadas na maioria dos ambientes naturais. O nitrogênio oferece muitos benefícios para a sociedade, em particular para a agricultura e a indústria (JENSEN et al., 2011). A quantidade de Nr usada para produzir alimentos é, em média, cerca de 10 vezes maior do que o necessário, devido a ineficiências na cadeia de produção-processamento-consumo de alimentos (SUTTON et al., 2011; GALLOWAY et al., 2003; GALLOWAY, et al., 2008)

O homem procurou diferentes maneiras de aumentar a produção de culturas para fornecer alimentos para sustentar uma população em crescimento (SMIL, 2001, ERISMAN et al., 2008). O impacto mais benéfico da alteração humana do ciclo N é a produção de fertilizantes (ERISMAN et al., 2008, SMIL, 1999). Os impactos negativos são numerosos, o mesmo átomo de Nr pode causar múltiplos efeitos na atmosfera, em ecossistemas terrestres, em sistemas de

água doce e marinho, e na saúde humana. Esta sequência de efeitos é chamada de cascata de nitrogênio. À medida que a cascata progride, a origem do Nr torna-se sem importância. A única maneira de reduzir o acúmulo Nr e cessar a cascata é parar de produzir Nr ou converter Nr de volta para a forma N_2 não-reagente (GALLOWAY et al., 2003). A agência de proteção ambiental dos EUA estabeleceu níveis máximos de contaminação de 10 mg N L^{-1} para nitratos e 1 mg N L^{-1} para nitritos em água potável. No Brasil, a resolução 396/2008 do CONAMA, estabelece os mesmos valores máximos de contaminação.

As atividades antrópicas aumentaram drasticamente a quantidade de nitrogênio reativo (Nr) presente no ambiente. A agricultura, através do cultivo de leguminosas, a queima de combustíveis fósseis e a utilização de NH_3 como uma matéria-prima para uma variedade de produtos industriais (por exemplo, nylon, explosivos) favorecem a introdução do Nr ao ambiente terrestre (FOWLER et al., 2013, GALLOWAY et al., 2008).

Mais de 80 % da entrada antropogênica líquida do nitrogênio reativo ocorre em apenas 43 % da área de terra. A agricultura moderna baseada no uso de fertilizantes sintéticos e a dissociação da produção de culturas e animais é responsável pela maior parte das perdas de nitrogênio reativos para o meio ambiente (BILLEN et al., 2013). A entrada de nitrogênio reativo antropogênico em uma bacia hidrográfica ocorre através de quatro processos: fixação de N_2 da cultura; aplicação de adubo sintético; deposição atmosférica resultante do nitrogênio formado de óxidos e da queima de combustíveis fósseis (HOWARTH et al., 1997). Na escala mundial de bacias hidrográficas, a produção bruta de N em excreção humana em 2000 foi de 19 Tg N ano^{-1} . Considerando a reciclagem de esgotos para a agricultura (em áreas rurais) e tratamento de águas residuais (em áreas urbanas), a entrada líquida de esgoto humano para os rios é reduzida a 6 Tg N ano^{-1} (VAN DRECHT et al., 2009) e claramente essa não é a maior fonte de contaminação de nitrogênio da água do rio em escala global. O potencial de perda ambiental de nitrogênio dos solos agrícolas pode ser avaliado como a diferença entre a exportação de culturas e a adubação total. Na escala global, o excedente agrícola é estimado em $138 \text{ Tg N ano}^{-1}$ (BILLEN et al., 2013).

Diversas bacias hidrográficas no mundo recebem uma grande quantidade de fontes antropogênicas de nitrogênio reativo e as maiores entradas estão relacionadas com a agricultura. O excesso de fertilização dos solos agrícolas na cultura de exportação ameaça diretamente a qualidade do ar bem como dos recursos hídricos terrestres superficiais. A qualidade da água do rio é parcialmente protegida por desnitrificação em solos, nas margens ripárias e nos sedimentos fluviais, mas este processo resulta em emissões N_2O elevadas e ecossistemas de água doce ainda

sofrem de excesso de concentração de nitratos, que ameaça a biodiversidade aquática (BILLEN, 2013).

Na União Europeia, a eliminação de N, na maioria das vezes através de desnitrificação, é agora obrigatória para estações de tratamento de efluentes servindo mais de 10 000 habitantes. No entanto, essa medida é extremamente intensiva em termos de custos, desperdiça nitrogênio e contribui para as emissões de N_2O (TALLEC et al., 2006). As fontes pontuais urbanas não são definitivamente a principal fonte de contaminação de nitrogênio da água do rio, exceto em bacias hidrográficas muito densamente povoadas e urbanizadas.

Atualmente, na escala global, os fertilizantes sintéticos representam 34 % da adubação total de terras aráveis, enquanto que a fixação biológica de nitrogênio representa apenas 13 %. Uma melhor distribuição dos recursos de estrume resulta em um menor nível de fertilizantes sintéticos, com um menor excedente de N no solo agrícola. Medidas para reduzir as perdas ambientais do nitrogênio existem em vários estágios da cascata de nitrogênio, incluindo medidas técnicas para melhorar as práticas agrícolas e pecuárias, para preservar ou melhorar os efeitos dos filtros naturais das zonas úmidas e para reduzir a descarga de águas residuais urbanas e as emissões de óxidos de nitrogênio decorrentes do tráfego de veículos automóveis e geração de energia elétrica (BILLEN, 2013). O Nr pode acidificar e eutrofizar os ecossistemas e age indiretamente em organismos através de fatores como o enriquecimento de nutrientes, a depleção de oxigênio (em ecossistemas aquáticos), acidificação do solo ou da água, alterando os índices de nutrientes ou intensificando o impacto de outros estressores, como patógenos ou alterações climáticas (ERISMAN, 2013). A eutrofização de água doce é definida como áreas onde a concentração de nitrato excede $1 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (UNEP, 2007; CAMARGO; ALONSO, 2006; ASSESSMENT, 2005).

O Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID), na forma de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+), é considerado a principal forma biodisponível de N (BERMAN E BRONK, 2003). Em rios com muito material em suspensão de origem continental, tais como o Rio Amazonas, geralmente estima-se o nitrogênio particulado como o nitrogênio total (NT), incluindo o nitrogênio orgânico e inorgânico particulados (NOP e NIP) (HEDGES et al., 1986, 2000). O Nitrogênio Orgânico Particulado (NOP) consiste em detritos de nitrogênio orgânico, bactérias e composição de fitoplâncton, que podem ser facilmente reciclados por mineralização, especialmente em zonas de turbidez máximas de estuários (ABRIL et al., 2000).

A composição elementar é uma ferramenta útil para avaliar as assinaturas de fontes e estágios de alteração de materiais orgânicos (HEDGES, 1990). A relação de Redfield de partículas marinhas representa taxas ideais para o crescimento do plâncton marinho

(GOLDMAN et al., 1979; GOLDMAN, 1980). Foi sugerido que a relação C: N: P de partículas lacustres são ou devem ser semelhantes às do ambiente marinho (HARRIS, 1986; STUMM, 1983). A estequiometria de nutrientes pode determinar a composição e o crescimento das espécies e a taxa de comunidades de fitoplâncton de ecossistemas lênticos (KILHAM, 1990).

A relação entre os diferentes constituintes envolvidos na composição elementar da matéria orgânica, como a razão (C: N), pode indicar qualitativamente entre as origens de algas e plantas terrestres da matéria orgânica sedimentar (MEYERS; ISHIWATARI, 1993). Plantas e organismos liberam através da degradação de seus tecidos, tanto carbono quanto nitrogênio, constituintes das estruturas de suas proteínas. A entrada de material orgânico por esgoto doméstico fornece quantidades relativamente maiores de carbono do que o aporte derivado de plantas. Assim, a razão C:N pode servir como indicadores de poluição antrópica (LOURENÇO, 2003). Uma das principais preocupações sobre análises de composição de partículas e interpretação em água doce é a possível contribuição de detritos terrestres para as partículas suspensas encontradas em água doce (HECKY et al., 1993). Solos terrestres e vegetação são ricos C e N com altas taxas C: N, C: P, e N: P (WETZEL, 1993).

As variações que ocorrem na biogeoquímica das bacias com pouca ou nenhuma interferência humana são de grande importância, uma vez que permitem que esses estudos sirvam de referência para estudos em áreas antropizadas próximas. Com base nos trabalhos anteriores realizados no rio Cachoeira, é necessário que se estude a influência da urbanização, para desenvolver estratégias de gestão da água e de conservação ambiental local. Diante da importância que esta bacia representa para a região sul da Bahia, principalmente para os municípios de Ilhéus e Itabuna, este estudo torna-se importante para diagnosticar os efeitos das ações antropogênicas no Rio Cachoeira.

2 HIPÓTESE

O processo de urbanização irá promover o aumento das concentrações e fluxos do material particulado em suspensão (C, N e P) e nas razões elementares (C:N, N:P e C:P) no Rio Cachoeira.

3 OBJETIVO

Avaliar a variação sazonal e o efeito das atividades antrópicas no transporte das formas particuladas de carbono, nitrogênio e fósforo em bacias hidrográficas no sul da Bahia.

3.1 Objetivos Específicos

- Analisar as concentrações e fluxos de nutrientes (C, N e P) nas suas formas orgânicas particuladas em rios com e sem influência urbana;
- Avaliar como as atividades antrópicas afetam as concentrações e fluxos de nutrientes e o metabolismo aquático.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Áreas de Estudo

O estudo foi realizado em duas bacias hidrográficas, sendo uma delas urbanizada (Rio Cachoeira) e a outra localizada em uma área preservada sendo considerada a área controle (Rio Tijuípe).

A Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, é considerada um sumidouro de dejetos de origens domésticas, industriais e agrícolas e as populações de entorno dependem das suas águas ou de seus afluentes (SANTOS et al., 2013). Este rio vem sofrendo há décadas com as atividades antrópicas, principalmente relacionadas à urbanização e às atividades agrícolas. Vários estudos foram desenvolvidos na Bacia do Rio Cachoeira em diversas áreas do conhecimento (FIGUEIRÊDO; CALASANS, 2008; LUCIO et al., 2012; ARAUJO et al., 2015).

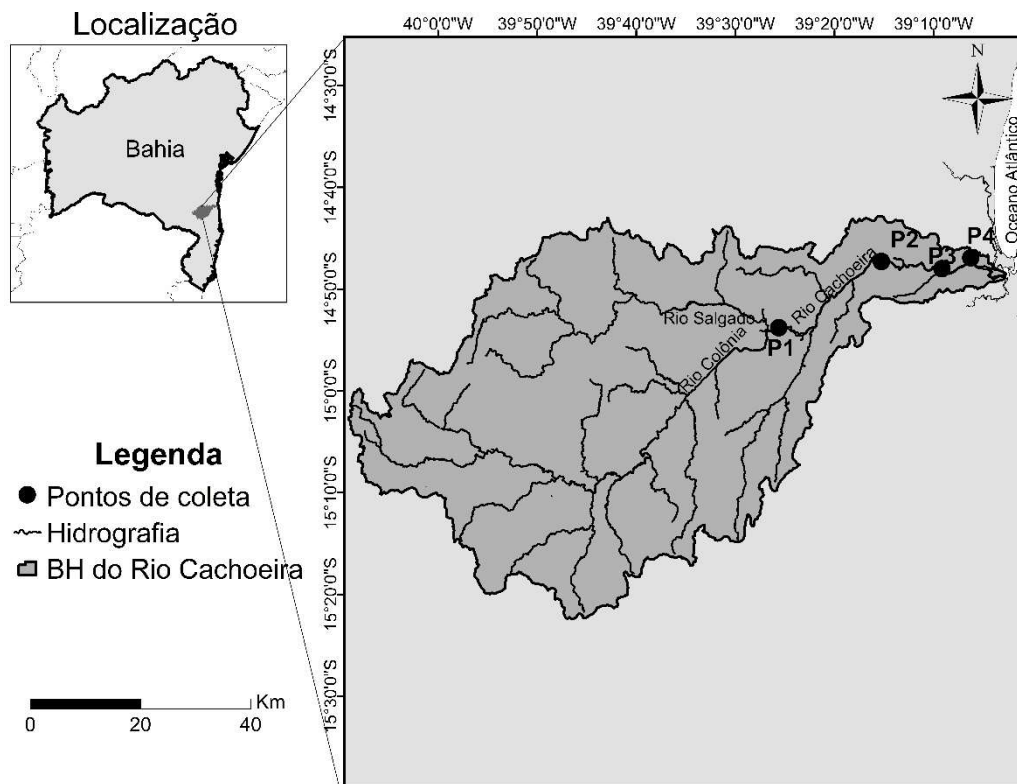


Figura 1- Localização dos pontos de coleta ao longo do Rio Cachoeira.

O Rio Cachoeira localiza-se no sul da Bahia, apresentando da nascente até a foz uma extensão de 50 km em seu curso, uma área de drenagem de 4.830 km², onde residem aproximadamente 600.000 habitantes, encontra-se inserido em zona de Mata Atlântica o que denota uma região com altos índices pluviométricos, com períodos de chuva bastante diferenciados, ocorrendo durante todo o ano, porém divididos em período de chuvas intensas

(chuvoso) e período de chuvas fracionadas (seco). A faixa de estudo compreende a porção da Bacia do Rio Cachoeira próxima ao litoral, com clima quente e úmido e precipitação anual superior a 1000 mm, bem distribuída durante todo o ano (SANTOS et al., 2013). O uso do solo na bacia apresenta 18,85% de cobertura florestal, 2,62% de área urbana e 25,96% de sistema agroflorestal de cabruca (CHAUSSÊ, comunicação pessoal). A parte superior do Rio Cachoeira encontra-se dominada por gramíneas, existindo ainda pequenas extensões de matas. Na parte média há a predominância de cultivo de cacau, florestas em diferentes estágios de regeneração e pequenas pastagens. Na parte inferior, próximo à foz, encontram-se formações de mangue em estágios arbustivos e semi-arbustivos (OLIVEIRA, 1997).

O Ponto P1, localiza-se no município de Itapé, com 11.000 habitantes, onde está localizada a confluência dos rios Colônia e Salgado, formadores do rio Cachoeira e é caracterizado pela pecuária extensiva. O ponto P2, localiza-se a jusante do centro de Itabuna, uma cidade de 220.000 habitantes que tem 97% da sua população na área urbana (ANUÁRIO ESTATÍSTICO DE ITABUNA, 2017). Nessa cidade, mais de 85% das moradias tem acesso a água e esgoto, e até o ano de 2015, de todo o esgoto coletado na cidade, somente 21% dele era tratado (SNIS, 2018). Os pontos P3 e P4 estão localizados próximos aos vilarejos do Japu e Banco da Vitória com predomínio de áreas de pastagens em suas margens (Figuras 1 e 2).



Figura 2 - Pontos de coleta do Rio Cachoeira.

A Bacia Hidrográfica do Tijuípe, situa-se no sul do Estado da Bahia, com uma área de 102,34 Km². Esta bacia está inserida na área da APA Itacaré-Serra Grande e do Parque Estadual Serra do Conduru (IESB, 2005). O clima da região é quente e úmido, sem estação seca definida, com temperatura média anual em torno de 24°C. A precipitação é superior a 1.300 mm anuais bem distribuídos e as máximas pluviométricas ocorrem, de modo geral, no período de fevereiro a julho (ASMAR; ANDRADE, 1977; SÁ et al., 1982). O ponto T1 é o único ponto inserido na área do parque e os pontos T2 e T3 encontram-se dentro da área da APA Itacaré-Serra Grande (Figuras 3 e 4).

Localizado no sul do Estado da Bahia, o Parque Estadual da Serra do Conduru (PESC) está em uma Unidade de Conservação e apresenta uma grande relevância para a fauna e a flora e de todo o seu entorno englobado por Áreas de Proteção Ambiental (APA). Criado em 1997, o PESC está localizado entre os municípios de Ilhéus, Uruçuca e Itacaré, sendo de grande importância para os dois últimos municípios, por abranger as nascentes dos rios da bacia hidrográfica do Rio Tijuípe e Tijuipinho, que drenam estes municípios (BRASIL, 1993).

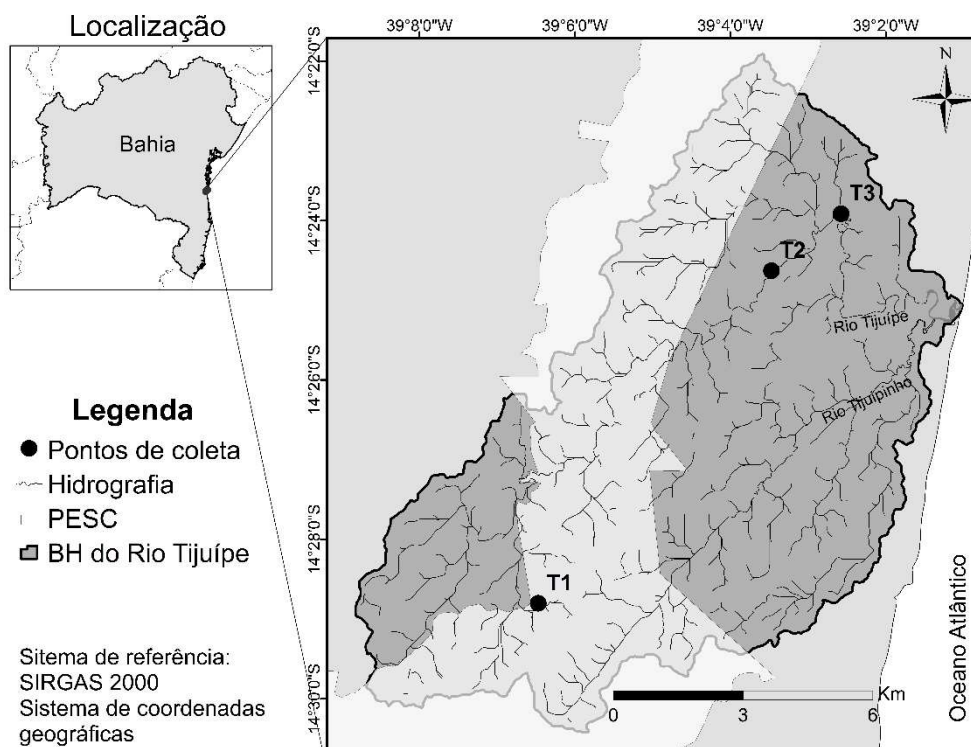


Figura 3 - Localização dos pontos de coleta ao longo do Rio Tijuípe.

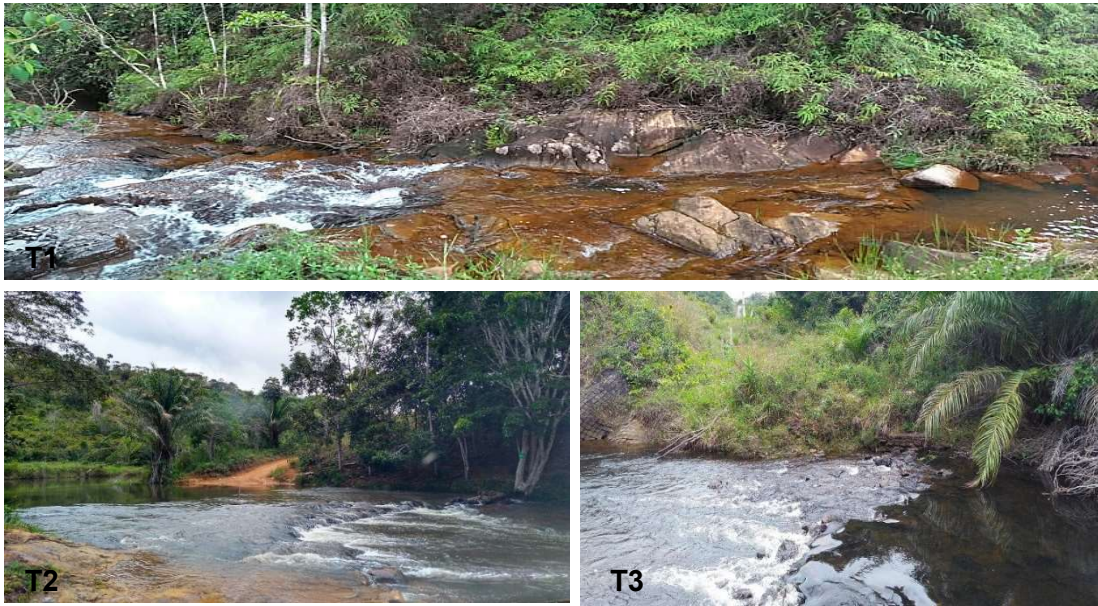


Figura 4 - Pontos de coleta no Rio Tijuípe.

4.2 Amostragem e Procedimentos Analíticos

As coletas foram realizadas mensalmente entre setembro de 2016 e agosto de 2017.

As variáveis físico-químicas temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido foram mensuradas em campo com auxílio de Sonda Multiparâmetros (modelo YSI Professional Series Plus), recalibrada a cada coleta.

A partir de dados pluviométricos de 2012 a 2017, retirados do banco de dados do Proclima (Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste), foram calculadas as médias pluviométricas mensais e a partir desses dados estabeleceu-se o valor de 114 mm como limitante para determinação de meses chuvosos e secos.

4.2.1 Carbono Orgânico Particulado e Total de Sólidos em Suspensão

Para a determinação da forma particulada de carbono amostras de água foram coletadas manualmente, acondicionadas em frascos de polietileno âmbar com capacidade de um litro, previamente lavados com HCl 1:1 e água destilada e conservadas em caixas térmicas até análise em laboratório.

Para a determinação do Total de Sólidos em Suspensão (TSS) as amostras de água foram filtradas em filtros de microfibras de vidro (0,7 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro)

previamente calcinados à 450°C e pesados. Após a filtração os filtros são secos em estufa à 60°C e novamente pesados. O TSS é então calculado pela diferença entre o peso final e inicial dividido pelo volume filtrado. Nestes filtros foi determinada a concentração de carbono, nitrogênio e fósforo orgânico particulado.

As análises de Carbono Orgânico Particulado (COP) foram realizadas pelo método de oxidação úmida de carbono por dicromato ácido em procedimento adaptado para espectrofotometria (STRICKLAND; PARSONS, 1972).

4.2.2 Nitrogênio e Fósforo Orgânico Particulados

Para análise, as amostras foram filtradas utilizando-se filtros de fibra de vidro (0,7 µm) previamente calcinados a 450 °C e pesados. O Nitrogênio e o Fósforo orgânico particulados foram analisados por espectrofotometria após digestão da amostra com persulfato de potássio e redução do NO₃⁻ a NO₂⁻ em coluna de Cd/Cu (GRASSHOFF, 1983).

4.2.3 Fluxos de carbono

Os fluxos foram calculados a partir da medida de vazão e da concentração de carbono nos pontos finais de cada uma das bacias (P4 e T3).

A vazão foi calculada a partir de um modelo hidrológico, chuva-escoamento superficial, que utiliza os dados mensais de temperatura do ar, precipitação e área da bacia de acordo com Smith; Crossland e Crossland (1999):

$$Q = A * \left(\frac{Af}{r}\right) * \left(\frac{r}{2,74} * Di * 10^6\right)$$

Onde:

Q= vazão (m³s⁻¹)

A= área da bacia (Km²)

AF= escoamento mensal

Di = número de dias no mês

r = precipitação mensal(mm)

Os fluxos de COP, NOP e POP foi obtido multiplicando a concentração de carbono, nitrogênio e fósforo nos pontos P4 ou T3 pela vazão dividido pela área e são apresentados em $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

4.2.4 Análises estatísticas

A não normalidade dos dados foi comprovada pelo teste de Kolmogorov–Smirnov. A diferença entre os pontos de coleta foi realizada através do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, no software Statistica 6.0. A correlação de Pearson foi medida para verificar a linearidade entre as concentrações de nutrientes particulados e a precipitação. Os resultados foram considerados significativos para valores de $p < 0,05$.

5 RESULTADOS

Os índices de precipitação acumulada mensal no período de setembro/16 a agosto/17 registraram máximo e mínimo de 218,8mm (out/16) e 51,9 mm (ago/17) para Ilhéus e 205,9 mm em out/16 e 50,5 mm em jan/17 para e Itacaré. A precipitação acumulada foi calculada para 30 dias antes de cada coleta, as datas das coletas estão evidenciadas nas setas vermelhas na figura 5. No período de coleta, Ilhéus e Itacaré apresentaram 7 meses chuvosos, com índice de precipitação mensal acumulada acima do valor estabelecido.

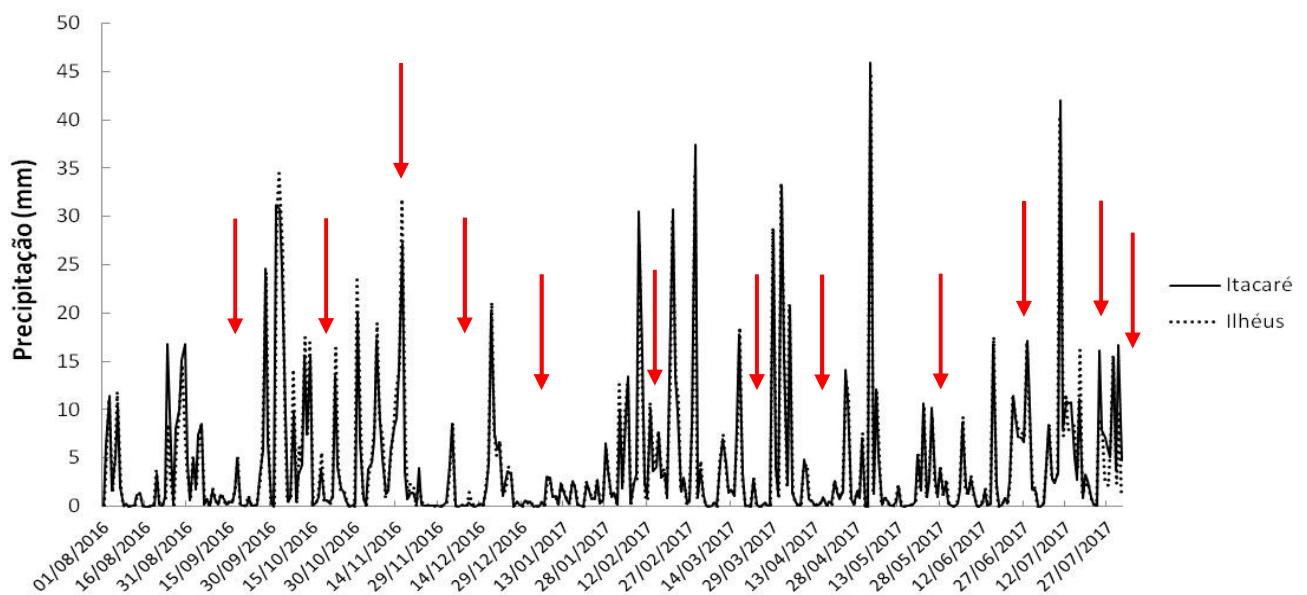


Figura 5- Precipitação acumulada diária entre os meses de setembro/2016 a agosto/2017 nos municípios de Ilhéus e Itacaré. Fonte: Proclima.

As variáveis físico químicas dos rios Cachoeira (P) e Tijuípe (T) estão apresentadas na Tabela 1.

No rio Cachoeira foram encontradas diferenças significativas apenas para as variáveis pH, oxigênio dissolvido (OD) e total de sólidos em suspensão (TSS). Para todos os casos as principais variações foram encontradas no ponto P2 que apresentou menores valores de OD e os maiores de TSS. Apesar da condutividade elétrica ter apresentado valores superiores no ponto P4 variando de $295,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ (mês mais chuvoso) a $266,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ (mês mais seco) não foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$). O alto valor do desvio padrão se deve a um único valor de $7.730 \mu\text{S cm}^{-1}$ observado no mês de janeiro/17. Para o Rio Tijuípe não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos de coleta e comparado ao Rio Cachoeira

os valores de OD foram superiores com valores acima de 80% e os de TSS inferiores com valores que não ultrapassam 2 mg L⁻¹.

Tabela 1. Variáveis físico – químicas Condutividade, temperatura, pH e oxigênio dissolvido dos rios Cachoeira (P) e Tijuípe (T) (média ± desvio padrão).

Ponto	Cond. (μScm^{-1})	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	pH	OD (mgL^{-1})	OD (%)	TSS (mgL^{-1})
RIO CACHOEIRA						
P1	305,8 ± 144,0	26,8 ± 2,0	6,5 ± 0,1 ^{ab}	5,8 ± 2,1 ^b	72,1 ± 24,8 ^b	5,1 ± 3,2 ^b
P2	527,1 ± 299,2	27,9 ± 2,5	7,0 ± 0,2 ^a	3,5 ± 1,2 ^a	44,2 ± 14,6 ^a	15,7 ± 15,2 ^a
P3	446,3 ± 232,7	28,0 ± 2,8	7,0 ± 0,2 ^b	5,1 ± 1,0 ^b	65,0 ± 14,1 ^{ab}	13,6 ± 20,1 ^{ab}
P4	1366,9 ± 2286,7	28,4 ± 3,1	7,2 ± 0,2 ^b	5,9 ± 0,9 ^b	75,8 ± 12,8 ^b	14,1 ± 21,6 ^{ab}
RIO TIJUÍPE						
T1	31,7 ± 1,4	23,8 ± 1,4	7,0 ± 0,8	6,7 ± 1,4	79,5 ± 17,0	1,2 ± 1,1
T2	32,4 ± 2,5	26,0 ± 2,4	6,9 ± 0,5	6,5 ± 1,0	80,4 ± 10,1	1,3 ± 0,6
T3	31,8 ± 2,2	25,5 ± 2,1	6,9 ± 0,6	6,7 ± 1,2	81,9 ± 12,5	1,6 ± 1,6

*Letras diferentes apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$), a inexistência de letras apresenta diferenças não significativas

Em relação as concentrações de COP, NOP e POP foram observadas diferenças significativas apenas no ponto P2 ($p < 0,05$) em relação aos demais desde que nesse ponto foram observados os maiores valores que variaram de 69,9 a 548 μM para COP, 5,5 a 28,8 para NOP e 0,8 a 10,9 μM para POP. Para o rio Tijuípe as somente as concentrações de NOP diferiram nos pontos T1 e T2 ($p < 0,05$) no entanto, as concentrações foram inferiores ao encontrado no Rio Cachoeira.

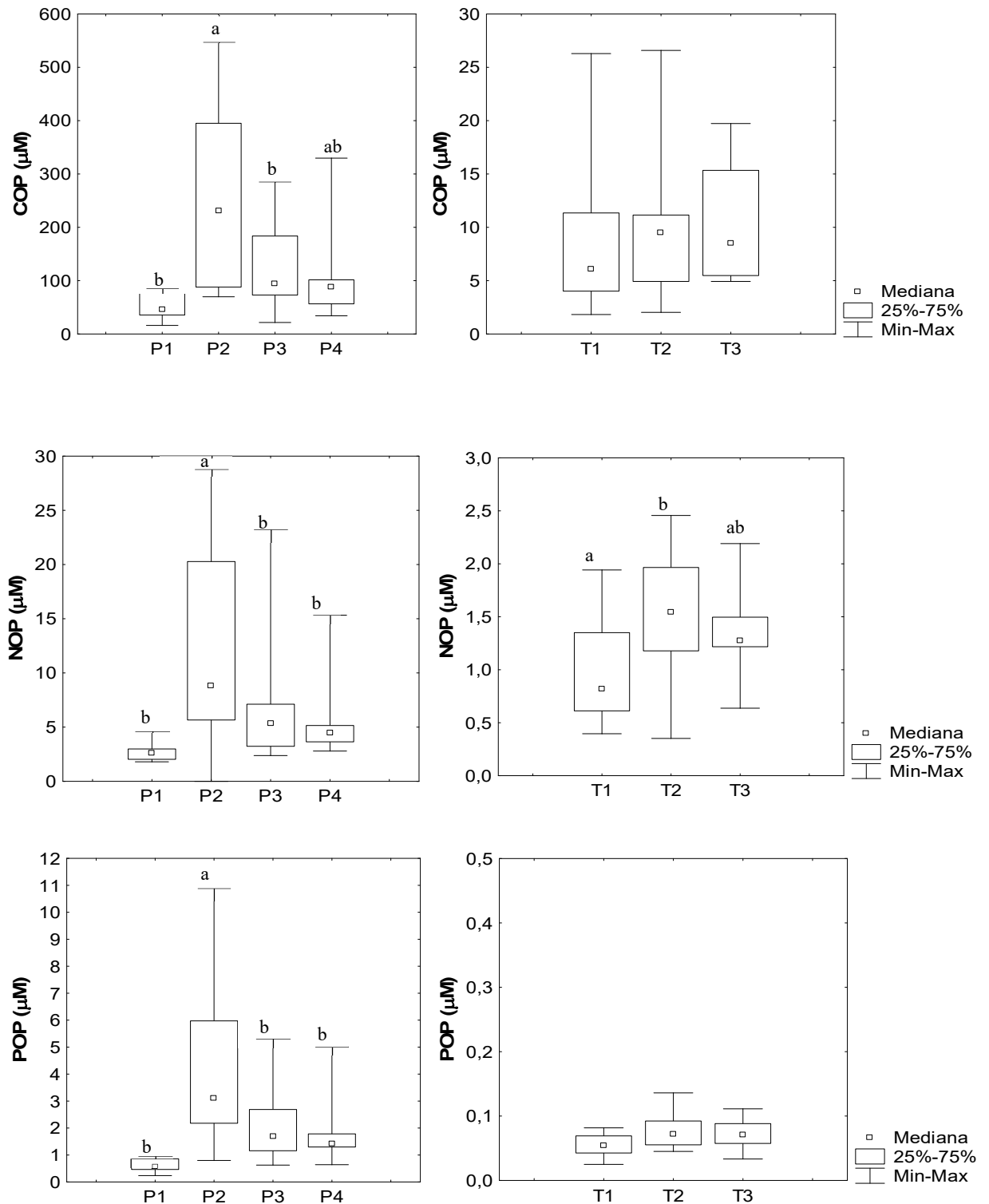
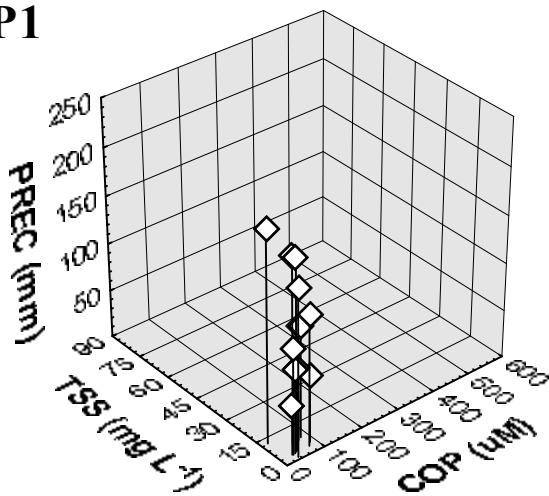


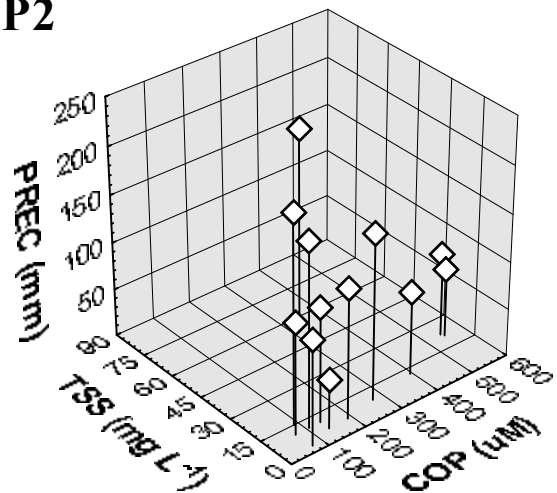
Figura 6 – Concentrações de COP, POP e NOP em μM nos Rios Cachoeira (P) e Tijupe (T). (Valor de escala alterado para melhor visualização). *Letras diferentes apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$), a inexistência de letras apresenta diferenças não significativas.

Nas correlações entre TSS, precipitação e concentrações de COP, NOP e POP, para o rio Cachoeira é possível observar uma relação positiva entre as variáveis nos pontos P1, P3 e P4. Nestes pontos pode-se observar que, quanto maior a precipitação, maior o TSS e maior a concentração do nutriente. Já em P2 observa-se um comportamento diferenciado aos demais pontos, quanto menor a precipitação, menor o total de sólidos em suspensão, e maior a concentração de nutrientes. Para o rio Tijuípe, com exceção das concentrações de NOP em todos os pontos, a concentração de COP e POP mantiveram relações positivas com TSS e precipitação.

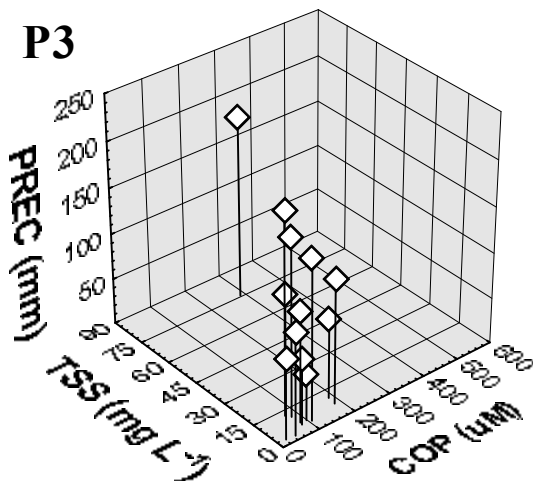
P1



P2



P3



P4

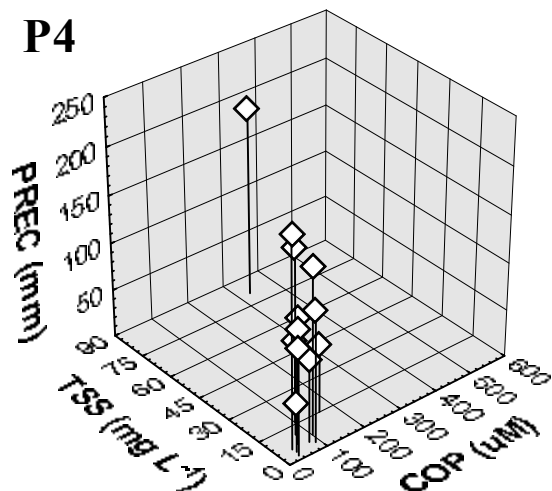


Figura 7- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e COP, no Rio Cachoeira.

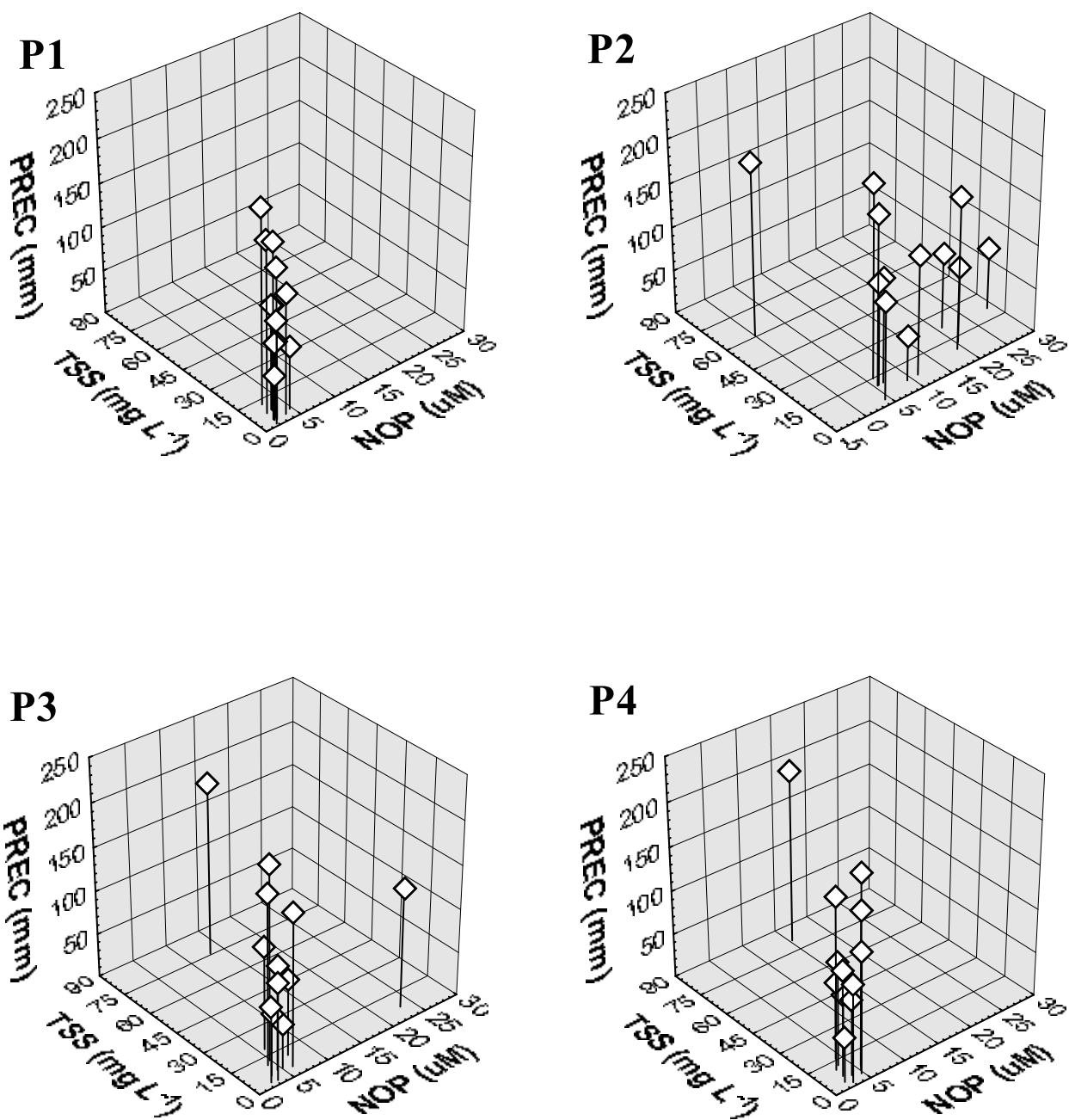


Figura 8- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e NOP, no Rio Cachoeira.

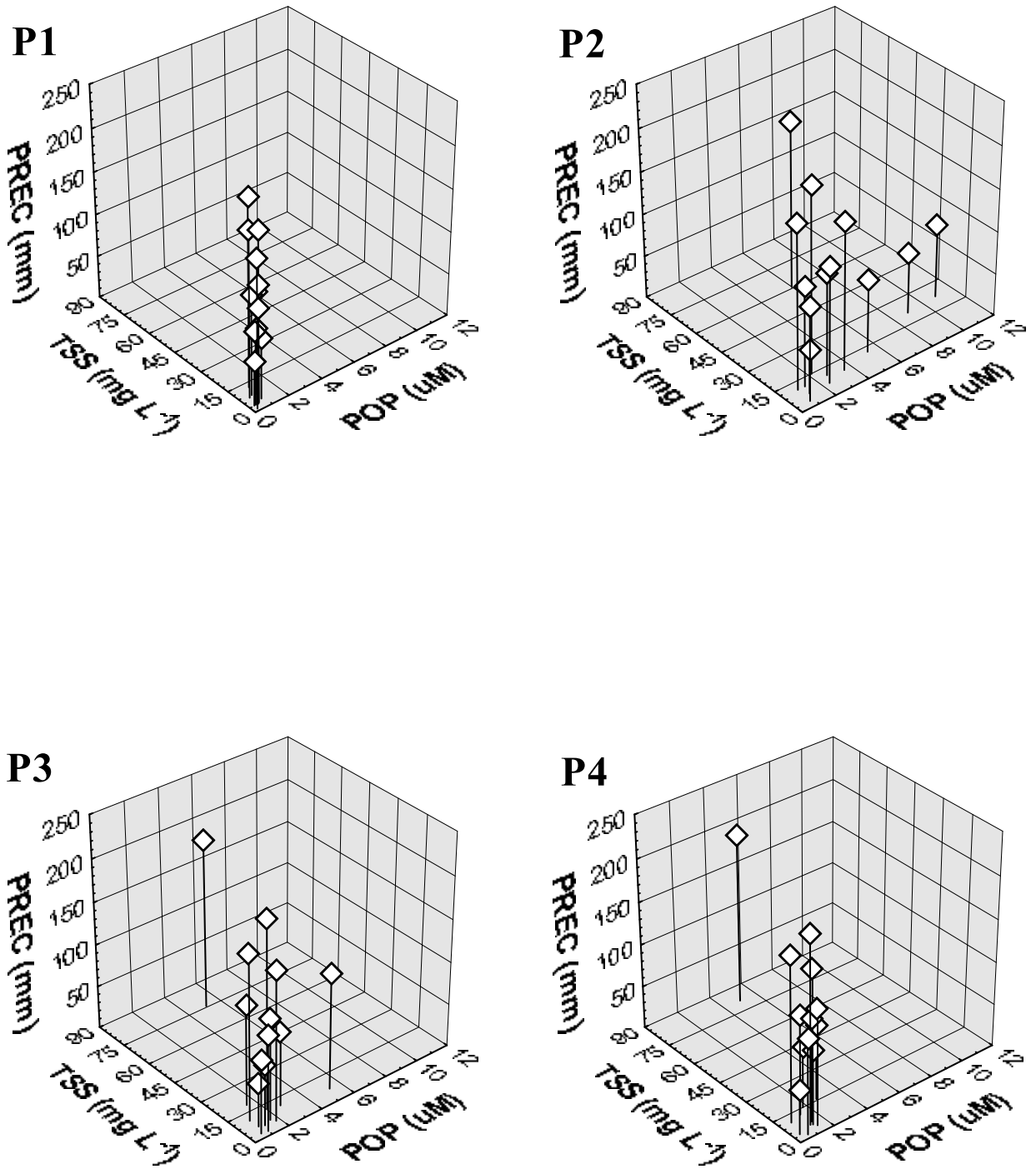


Figura 9- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e POP, no Rio Cachoeira.

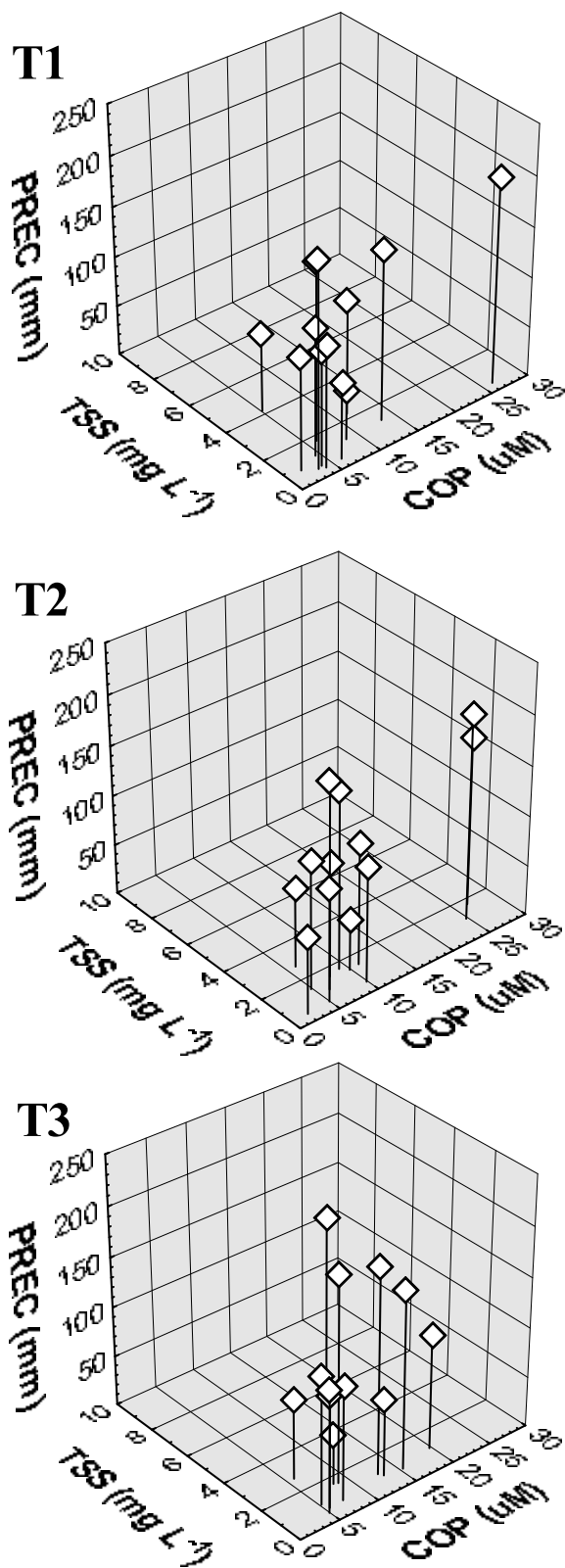


Figura 10- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e COP, no Rio Tijuípe.

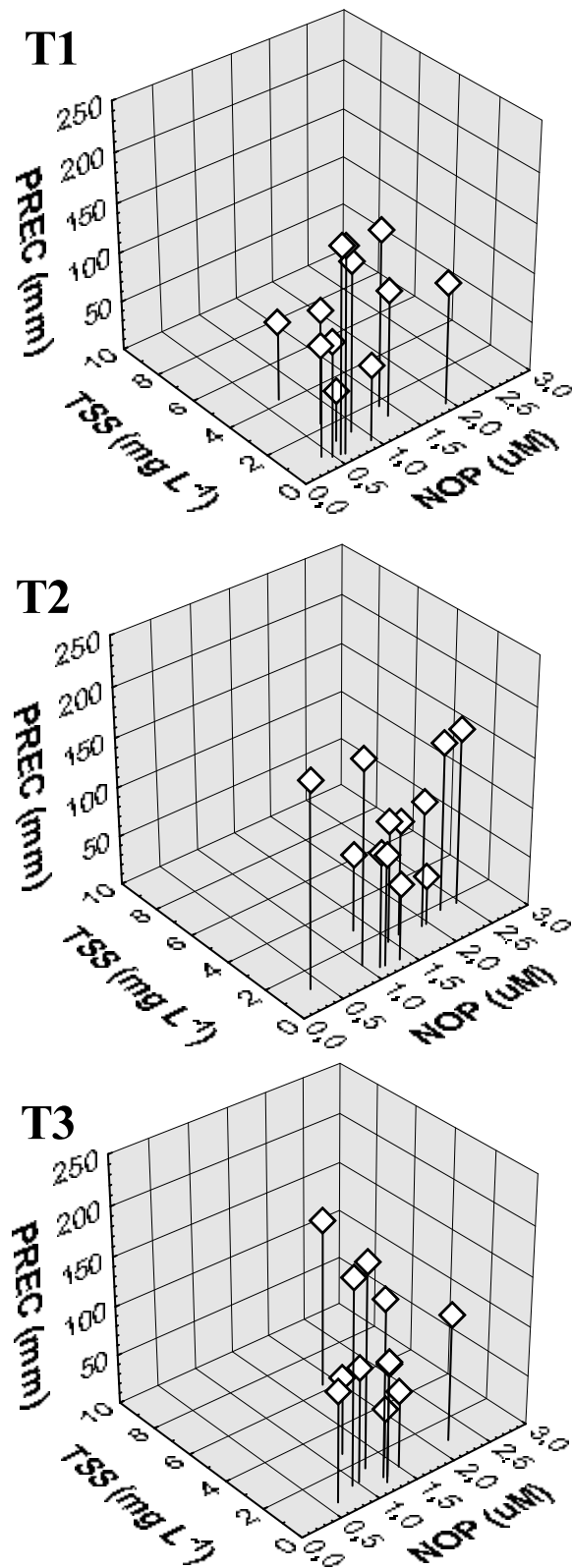


Figura 11- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e NOP, no Rio Tijuípe.

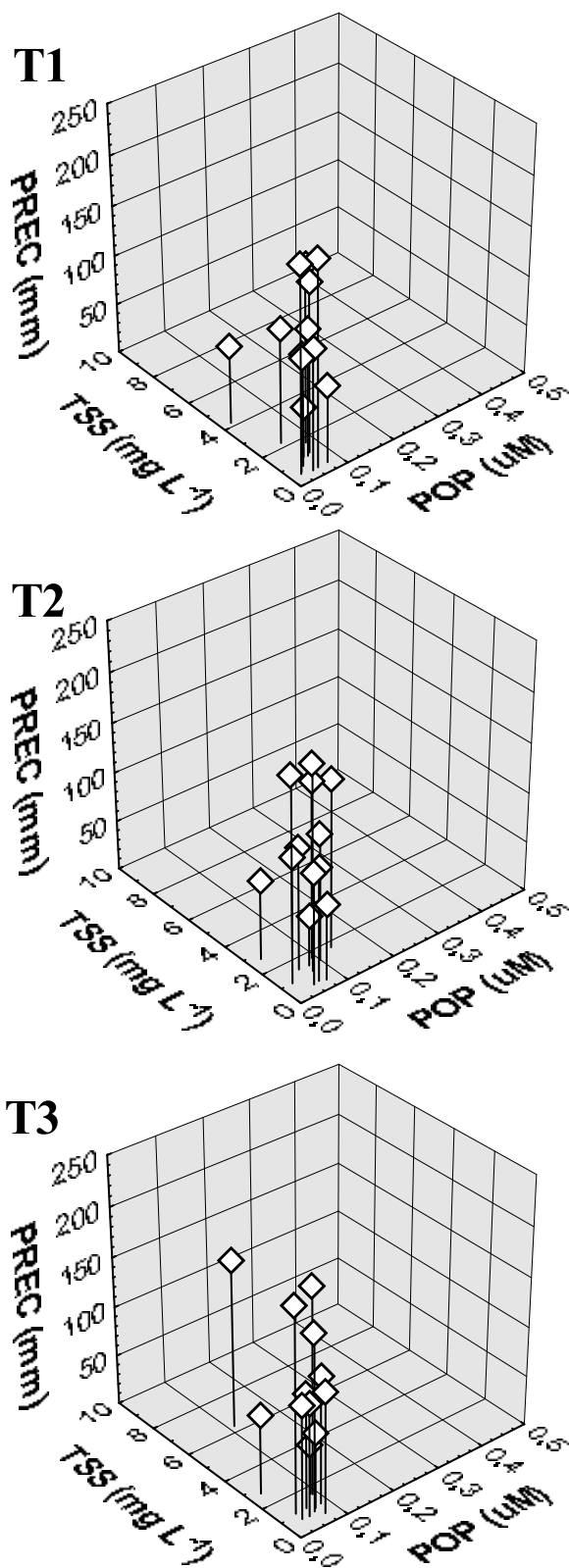


Figura 12- Relação entre Total de sólidos em suspensão (TSS), precipitação (Prec) e POP, no Rio Tijuípe.

Os valores de razão elementar para C, N e P estão expressos na Tabela 2. No rio Cachoeira, apenas a relação C:P apresentou diferença significativa entre os pontos P1 e P3 ($p < 0,05$). As razões elementares C:P e N:P no rio Tijuípe foram superiores aos encontrados no Rio Cachoeira refletindo as baixas concentrações de P encontradas em todos os pontos de coleta do Rio Tijuípe (Figura 6).

Tabela 2. Razão elementar de Matéria Orgânica particulada dos rios Cachoeira (P) e Tijuípe (T). (Mín. - Máx.)

PONTO	C:N	C:P	N:P
RIO CACHOEIRA			
P1	19,3 (6-27)	98,0 ^a (17-150)	5,1 (3-8)
P2	17,7 (12-26)	74,0 ^{ab} (40-119)	4,4 (2-8)
P3	17,8 (8-26)	61,8 ^b (35-113)	3,6 (2-6)
P4	20,1 (7-32)	67,0 ^{ab} (31-120)	3,5 (2-6)
RIO TIJUÍPE			
T1	10,7 (2-43)	166,7 (48-486)	19,9 (11-46)
T2	10,9 (1-70)	166,3 (49-351)	26,1 (5-53)
T3	8,6 (2-19)	184,1 (61-370)	23,0 (13-48)

*Letras diferentes apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$), a inexistência de letras apresenta diferenças não significativas

A relação entre a razão elementar e a precipitação para os rios estão representadas nas figuras 13 e 14. As razões aumentam de acordo com o aumento da precipitação para o rio Tijuípe, e de um modo geral há uma relação inversa no rio Cachoeira, nos meses de maiores precipitações houve uma diminuição das razões C:N, C:P e N:P.

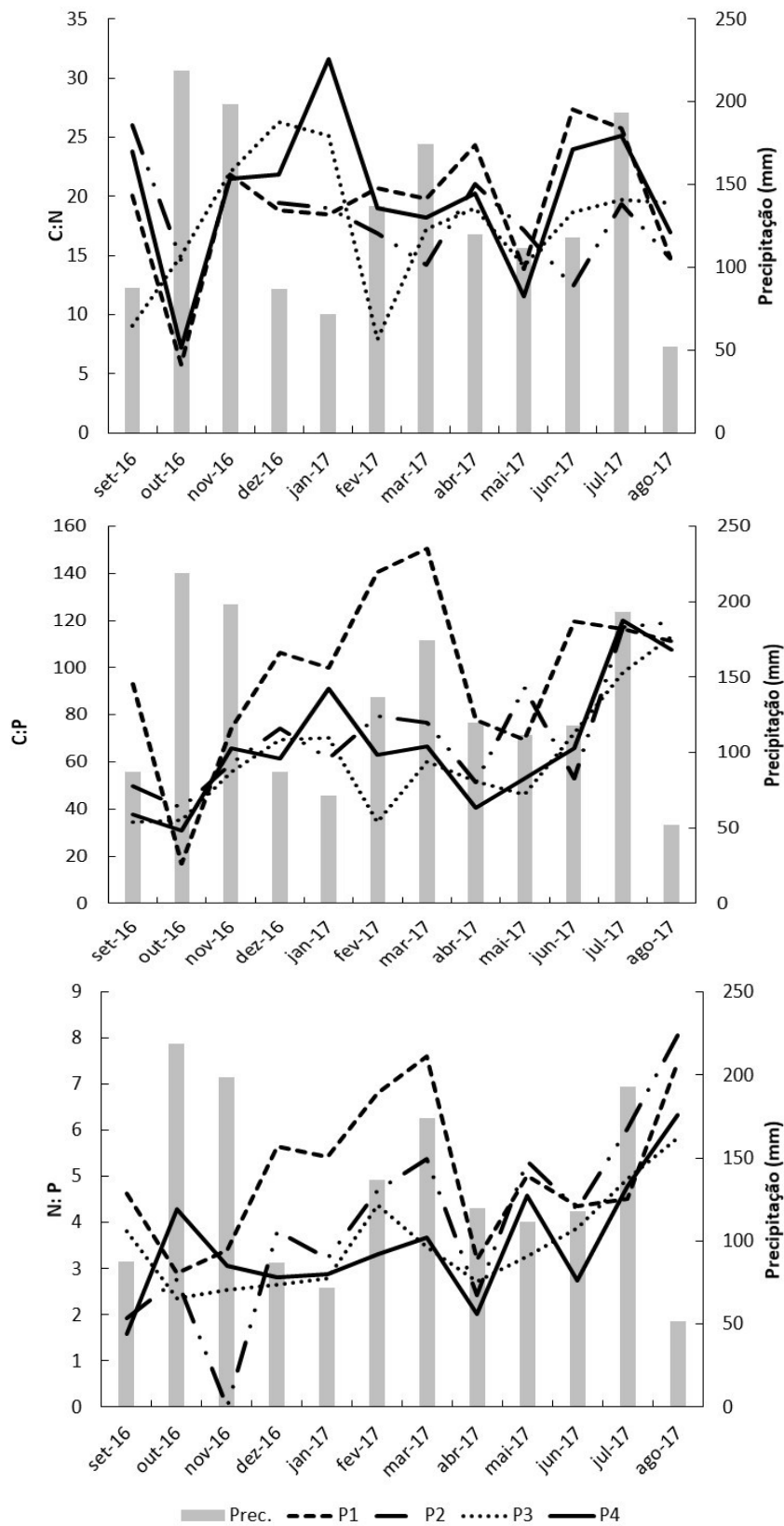


Figura 13- Razão elementar em relação a precipitação no rio Cachoeira. (Valores de escala alterados para melhor visualização).

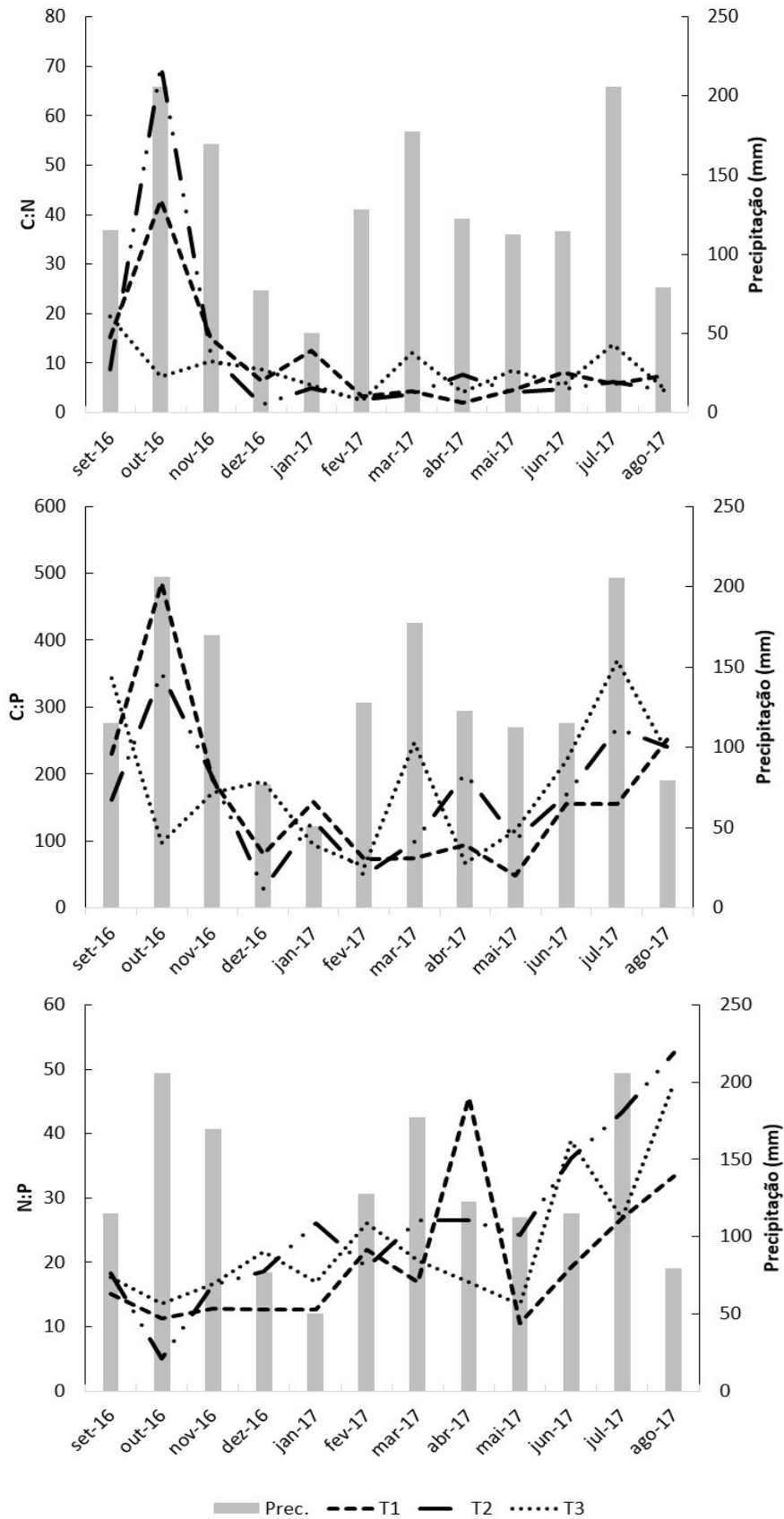


Figura 14- Razão elemental em relação a precipitação no rio Tijuape. (Valores de escala alterados para melhor visualização).

As correlações entre os fluxos de COP, NOP e POP com a precipitação nos rios Cachoeira e Tijuípe estão apresentados nas figuras 15 e 16. O coeficiente de correlação de Pearson demonstrou relações positivas significativas entre os parâmetros estudados com valores de r superiores a 0,59 em todos os casos. Cabe ressaltar que o fluxo do material particulado no rio Cachoeira para todos os elementos foi 10 vezes maior que no Rio Tijuípe.

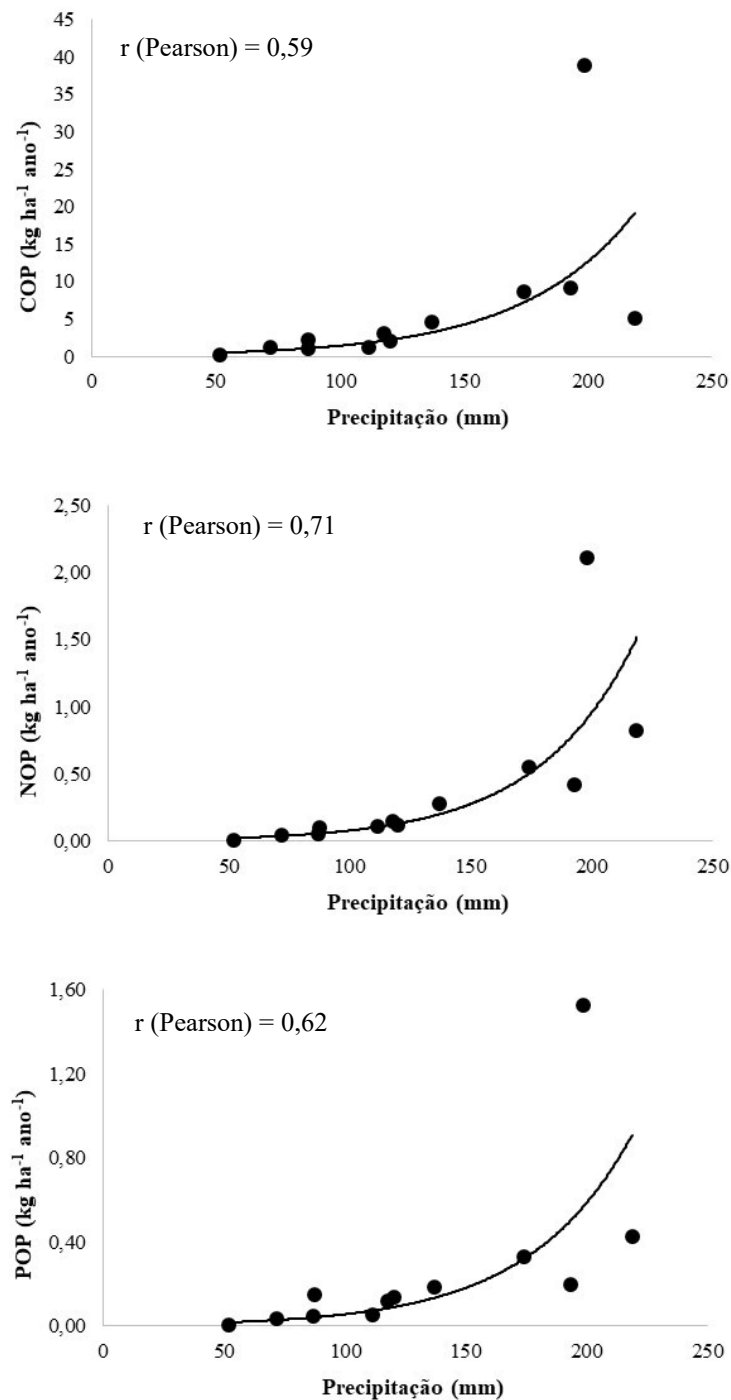


Figura 15- Fluxo de COP, NOP e POP (kg ha⁻¹ ano⁻¹) exportado pelo rio Cachoeira. (Valores de escala alterados para melhor visualização).

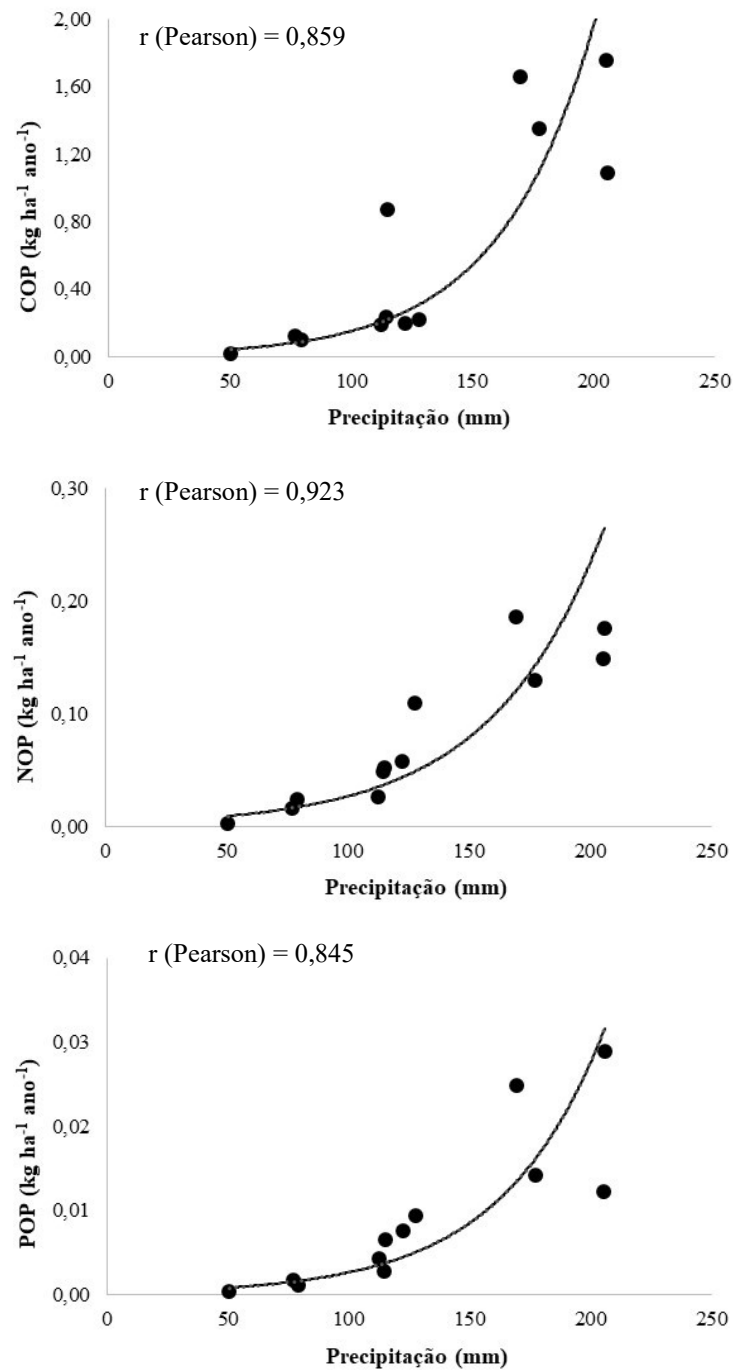


Figura 16- Fluxo de COP, NOP e POP (kg ha⁻¹ ano⁻¹) exportado pelo rio Tijuípe. (Valores de escala alterados para melhor visualização).

6 DISCUSSÃO

Os rios conectam ecossistemas terrestres às regiões aquáticas a jusante e as condições da bacia hidrográfica e o uso da terra afetam a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (ALLAN, 2004; JOHNSON; HOST, 2010). Estudos sobre os efeitos da cobertura/uso do solo sobre as concentrações de nutrientes nos sistemas aquáticos frequentemente se concentram em usos que geram um alto nível de perturbação com urbanização e agricultura (DODDS; WHILES, 2004; SONODA; YEAKLEY, 2007) que pode variar de acordo com o tamanho da bacia hidrográfica (KING et al., 2005, DODDS; OAKES 2008).

Atividades antrópicas, o uso desordenado do solo, atividades agrícolas e o lançamento de efluentes culminam em um aumento no aporte de material particulado para os rios (ESPÍNDOLA et al., 2000). O transporte de sólidos pode causar, através das partículas em suspensão, a redução da atividade fotossintética e alterar a vida aquática (CARVALHO, 1994). Cada vez mais as ações humanas são uma ameaça para a integridade ecológica dos ecossistemas dos rios, afetando o habitat, a qualidade da água e a biota através de diversos meios (ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997, STRAYER et al., 2003, TOWNSEND et al., 2003).

Os sedimentos resultantes de cultivos agrícolas e pastagem (e.g. pisoteio do gado) (QUINN, 2000; STRAND; MERRITT, 1999) são considerados particularmente influentes nos fluxos de material em suspensão nos corpos d'água (WATERS, 1995). O aumento no transporte de material particulado em função das atividades antrópicas, como pastagem e urbanização, reflete no aumento do transporte das formas de C, N e P. Carbono e nitrogênio particulado estão entre os elementos reconhecidos por sua estreita associação com total de sólidos em suspensão em rios. Para o Rio Cachoeira, que está inserido em área urbana e sofre com as ações antrópicas, o aumento de TSS foi seguido do aumento das concentrações COP, NOP e POP. As concentrações elevadas de nutrientes são relatadas como resultado de uma maior produção primária e mudanças na composição autotrófica (DELONG; BRUSVEN, 1998; QUINN, 2000). Diversos estudos também demonstraram uma correlação positiva entre o COP e o TSS, embora essa correlação não seja linear (LUDWIG; PROBST; KEMPE, 1996). Ludwig, Probst e Kempe (1996) estudando grandes rios em diversas regiões do mundo, reportaram que a fração do COP nos sólidos suspensos diminui com aumento da concentração de TSS. Essa observação é consistente com a ideia de que as taxas de erosão são elevadas em rios muito turvos, erodindo os solos até horizontes mais profundos. Por outro lado, o alto COP também pode estar relacionado com a produção primária *in situ* em rios, que só é possível nos rios onde a turbidez é baixa o suficiente para permitir o desenvolvimento de algas. O COP está inversamente

relacionado ao conteúdo de matéria suspensa, e é altamente variável nos rios (0,5 a 40%) e sua taxa de transporte específica variaria entre 0,2 e 5 t km⁻²ano⁻¹ (MEYBECK, 1982). Os rios conectam três grandes reservatórios de carbono no mundo: solo, atmosfera e oceano. A fonte e a composição das quatro formas de carbono fluvial (COD, COP, CID e CIP) são diferentes, resultando em respostas diferentes à mudança global e às atividades humanas (LUDWIG; PROBST; KEMPE, 1996B). Uma pesquisa global mostrou que aproximadamente 1 Pg C é transportados da terra para o oceano por rios mundiais a cada ano, destes, 40% é orgânico, incluindo 0,22 Pg COD e 0,18 Pg COP, e 60% é inorgânico, incluindo 0,3 Pg CID e 0,17 Pg CIP (PROBST; MORTATTI; TARDY, 1994). Devido a mudanças climáticas e distúrbios antropogênicos, o fluxo de carbono nos rios sofreu alterações nos últimos anos (RAYMOND et al., 2008; CAI, 2011; HU et al., 2015). As florestas tropicais são consideradas como importantes fontes globais de exportação de carbono fluvial, o que pode ocorrer porque as florestas tropicais produzem 35% de a produtividade primária líquida terrestre (PPL), que é mais do que qualquer outro bioma, e armazena aproximadamente 25% do carbono orgânico terrestre mundial.

As correlações positivas no Rio Cachoeira para valores mais elevados de TSS nos meses de maiores índices pluviométricos, sugerem que durante o período chuvoso, houve uma entrada de material alóctone para o sistema aquático. Essa entrada pode ser resultante da ausência de matas ciliares e presença de pastagens ao longo do corpo d'água que podem ter favorecido o transporte e a deposição de detritos alóctones (FRANCO; HERNANDEZ, 2009).

A precipitação é uma das principais fontes de nutrientes e íons para ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo que a natureza de seus constituintes químicos depende da qualidade da fonte, da direção dos ventos, da proximidade do mar e das atividades do uso do solo (LEWIS, 1981). No rio Cachoeira, que houve uma diminuição das razões C:N, C:P e N:P nos meses de maiores precipitações e para o rio Tijuípe as razões aumentam de acordo com o aumento da precipitação. Estudos globais têm verificado que os rios, no geral, exportam aproximadamente 1,06 Pg C para oceanos todos os anos, incluindo 0,24 Pg COD, 0,24 Pg COP, 0,41 Pg CID e 0,17 Pg CIP. A maior parte do COP fluvial é gerada a partir do processo de erosão do solo (LI et al., 2017). Geralmente, chuva e escoamento de superfície removem as partículas do solo e os transporta para os vales e vias navegáveis durante a erosão do solo. Os fortes eventos de precipitação não só causam erosão do solo, mas também trazem um aumento súbito da descarga do rio que transporta mais carbono particulado. Portanto, o fluxo de COP fluvial é combinado com os efeitos de erosão do solo e descarga (LI et al., 2017).

A perda da mata ciliar favorece a elevação da incidência luminosa e consequente aumento da temperatura da água e das concentrações de nutrientes podendo influenciar assim

na produção primária com um ou mais desses fatores atuando em conjunto. Em ambientes aquáticos tropicais, altas temperaturas associadas com a decomposição da matéria orgânica causam depleção do oxigênio, e essa condição é agravada devido à introdução artificial de nutrientes provenientes da atividade antrópica (WU, 1999).

Uma maior contribuição da produção primária pode ser evidenciada nos pontos P4 e T2 que apresentaram maior temperatura média, e também uma maior razão C:N e N:P, respectivamente. A total ausência de mata ciliar próximo aos pontos de coleta, ainda no rio Cachoeira, contribui para o aumento incidência de radiação solar no local e elevação da temperatura de suas águas superficiais. Áreas com alta atividade antropogênica principalmente relacionadas a agricultura ou urbanização onde a vegetação ripária tenha sido removida apresentarão temperaturas de águas mais quentes durante o verão e a produção primária consequentemente aumentará (QUINN, 2000).

Os baixos teores de oxigênio dissolvido em P2 podem ser resultantes de processos de decomposição da matéria orgânica em excesso neste ponto. O nível de disponibilidade de OD na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida através da decomposição, da quantidade produzida no próprio corpo d'água através de organismos fotossintéticos e da velocidade de difusão para ou da atmosfera. A perda de oxigênio no ecossistema aquático se dá, portanto, através de processos de oxidação de matéria orgânica, troca com a atmosfera e pela respiração dos seres vivos. Se o balanço de OD permanecer negativo por tempo prolongado, o corpo d'água pode tornar-se anóxico e este foi o caso do ponto P2 no Rio Cachoeira em diversos meses de coleta, causando a geração de maus odores devido ao o crescimento de bactérias anaeróbicas e podendo causar a perda da biodiversidade (LIBES, 1992)

No ponto P1 dois eventos de saturação de OD acima de 100% ocorreram em meses de elevada precipitação (Out-Jul/16) seguidos de eventos de seca indicando a existência do aumento da produção primária resultando no incremento da saturação de oxigênio (von SPERLING, 1996). Os maiores valores médios neste ponto para as razões C:N, C:P e N:P complementam essa afirmativa. Em contrapartida, os valores mais altos de oxigênio no rio Tijuípe comparados ao Rio Cachoeira, são resultantes da correnteza observada em todos os pontos de coleta e da preservação da mata ciliar. Em rios, geralmente, a saturação de OD é alta devido à turbulência, e sua concentração varia de um curso d'água para outro ou no próprio rio devido às alterações nas características geomorfológicas, condições climáticas, processos erosivos e ocupação do solo (MATHEUS; TUNDISI, 1988).

O rio Cachoeira, que em sua extensão apresenta fontes pontuais de despejos de esgoto, têm suas concentrações de nutrientes e de TSS elevados, quando comparados ao um rio de área

preservada. O despejo de esgotos não só aumenta diretamente as concentrações de COD e CID nos rios (DANIEL et al., 2002), mas também indiretamente aumenta a concentração de COP através da promoção do crescimento de algas (MILLIMAN; QINCHUN; ZUOSHENG, 1984) e juntamente com a alta degradação da matéria orgânica tem sido um dos grandes fatores que contribuem para o aumento das formas C, N e P dissolvidos e particulados em bacias hidrográficas alteradas (GOLLER et al., 2006). O uso intensivo de fertilizantes na agricultura é o principal impulsionador de aumentos nas concentrações de nutrientes, mas os níveis elevados e as rápidas taxas de urbanização podem ser uma questão predominante em algumas áreas em desenvolvimento no mundo. A urbanização sem tratamento de esgoto, o desenvolvimento urbano em zonas ribeirinhas também contribui para os aumentos nas concentrações de nutrientes (TROMBONI; DODDS, 2017).

As concentrações de nutrientes nos rios revelam uma ampla faixa, dependendo do tipo de rocha, clima e vegetação em sua área de drenagem. No entanto, a densidade populacional humana e a atividade agrícola na bacia hidrográfica têm o impacto mais significativo na descarga de nutrientes fluviais. No rio Cachoeira, as maiores concentrações de C, N e P orgânico particulados foram encontradas no ponto P2, seguidas dos pontos P3, P4 e P1. Altas concentrações podem ser explicadas principalmente pelo fato do ponto 2 estar localizado em um centro urbano em que o esgoto doméstico descarrega diretamente no rio sem tratamento prévio e também pelo descarte de lixo as suas margens; no ponto 3 e 4, também foi observada uma contribuição dos esgotos a montante, bem como os afluentes agrícolas (pastagem). No ponto P1, que representa o local mais próximo da formação do Rio Cachoeira, na confluência dos rios Salgado e Colônia, mesmo sendo uma área de pecuária extensiva, entre os pontos analisados, ainda representa a região mais preservada do rio. Estudos realizados na bacia hidrográfica do rio Cachoeira têm demonstrado que há um aumento nas formas particuladas e dissolvidas e C, N, P resultantes da urbanização (PINHO, 2001; KLUMPP et al., 2002; LUCIO et al., 2012).

Estudos realizados por Lúcio (2010), no rio Cachoeira, reportaram valores de NOP e POP bem próximas as encontradas neste trabalho evidenciando também maiores concentrações destes nutrientes no ponto P2. O fósforo representa um dos principais componentes de diversos minerais, tais como, fosfato de cálcio, fosfato de ferro e fosfato de alumínio e se liga facilmente a argilas silicatadas, material húmico, ferro e óxidos de alumínio. Estas ligações químicas inibem a liberação de fósforo do solo e sedimento tornando baixa a disponibilidade deste na coluna d'água (LIKENS, 2010). Segundo Siqueira e Franco (1988), nos solos tropicais, o P retido ou fixado nas partículas do solo é distribuído para Al, Fe e em menor quantidade Ca,

antes desse ser lixiviado, influenciando na disponibilidade de fosfato no ambiente. Para o rio Tijuípe, os valores de fosfato não ultrapassaram $0,25 \mu\text{M}$ estando dentro da faixa sugerida por Allan (2007) para riachos não poluídos ($0,28 \mu\text{M}$). Trabalhos anteriores realizados na bacia do rio Tijuípe também o encontraram em baixas concentrações com valores inferiores a $0,3 \mu\text{M}$ (BRANDÃO et al., 2015).

A relação C:N é frequentemente utilizados para caracterizar a fonte a partir da qual o material orgânico é derivado. As razões C:P e N:P são mais variáveis para as partículas de águas dulcícolas, mas geralmente maiores do que as partículas marinhas, e as relações C:N, C:P e N:P são substancialmente maiores do que a proporção Redfield de 106: 16: 1 (MEYBECK, 1982). Águas menos turvas tem uma razão C:N próximas de 8 enquanto águas mais turvas apresentam uma razão próxima de 10. Este comportamento pode ser explicado pela diminuição da produção primária no rio que reduz a razão C:N. Quando as águas são claras, uma parte considerável do NOP e COP podem, portanto, ser derivados da produção *in situ* nas águas do rio, enquanto que em águas turvas, quase todos estes compostos originam-se da erosão do solo e da vegetação (BALAKRISHNA; PROBST, 2005). O rio Cachoeira, que visualmente apresenta águas turvas, não possui vegetação ripária no seu curso, apresenta altas concentrações de nutrientes (LUCIO et al, 2012); apresentou elevados valores de TSS e nutrientes particulados. Um claro processo de eutrofização devido à descarga de águas residuais urbanas e o escoamento de áreas agrícolas foi observado, o que resultou em um crescimento excessivo de macrófitas aquáticas flutuantes no rio Cachoeira (KLUMPP et al., 2002), ocasionando maiores valores de TSS e maiores razões N:P.

Uma relação de Redfield N:P de 16:1, indica uma oferta aproximadamente equilibrada de N e P (HILLEBRAND; SOMMER, 1999). Comparando o presente estudo com os dados de Healey e Hendzel (1980) na tabela 3, podemos inferir que estes rios não apresentam nenhuma deficiência em P.

Tabela 3. Valores indicadores da deficiência de nutrientes para o crescimento do fitoplâncton. Razões C: N, N: P, C: P (μmol^{-1}). (Adaptado Healey; Hendzel, 1980).

Razão	Deficiência	Grau de deficiência nutricional		
		Nenhuma	Moderada	Severa
C: N	N	<8,3	8,3-14,6	>14,6
N: P	P	<22	-	>22
C: P	P	<129	129-258	>258

Em todos os pontos no rio Cachoeira os valores encontrados foram inferiores a proporção 16:1, indicando que não há, deficiência em P para este rio, ao contrário, este nutriente encontra-se em excesso, por isso a relação N:P é baixa. Essas relações aumentam apenas nos períodos de maior precipitação desde que há uma diluição dos nutrientes que são despejados através de esgotos domésticos diretamente no rio, principalmente nos pontos a jusante da cidade de Itabuna. No entanto, assim como no Rio Tijuípe localizado em uma área de preservação, o ponto P1 apresentou comportamento contrário, comum aumento das razões nos meses de menor precipitação nas relações N:P e C:P, devido aos baixos teores de fósforo. No rio Tijuípe, o aumento da precipitação é seguido do aumento das razões elementares somente nas razões C:P e N:P e somente no mês de outubro/16 para a razão C:N. Vale ressaltar que outubro e novembro/2016 foram os meses com os maiores índices pluviométricos registrados no período de coleta e que a razão média de N:P, para este rio, maior do que 22, sugerindo que há deficiência severa em P. O rio Tijuípe, apesar de apresentar índices de precipitação semelhantes ao do rio Cachoeira, têm seus fluxos de material particulado bem inferiores, fato esse que pode ser justificado pelo mesmo estar em uma área de pouca ação antrópica e ter sua vegetação ripária preservada, o que diminui o impacto da precipitação do solo e sua consequente erosão.

7 CONCLUSÃO

Diversos fatores são responsáveis por alterações que ocorrem ao longo de uma bacia de drenagem entre eles estão a litologia da região, o tipo de vegetação circundante e o uso do solo. Os resultados apontam que o lançamento de efluentes de forma inadequada e sem tratamento suficiente, alteram as concentrações de COP, NOP e POP na bacia do rio Cachoeira e afetam negativamente a qualidade das suas águas promovendo perdas econômicas, sociais e ambientais. O ponto mais urbanizado do rio Cachoeira é o que apresenta as maiores concentrações de nutrientes, e o único que não apresenta relação positiva com a precipitação, confirmando a hipótese de que a principal entrada de material orgânico é de origem urbana e que o nitrogênio é o elemento limitante para a produção primária devido ao excesso de P. Pode-se confirmar que o rio Tijuípe está preservado, com base nos valores encontrados para os nutrientes, pois não há alteração suficiente na biogeoquímica da sua água.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABE, D. S. et al. The effect of eutrophication on greenhouse gas emission in three reservoirs of the Middle Tietê river, Southeastern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol**, 2009.

ABRIL, G. et al. Transient, tidal time-scale, nitrogen transformations in an estuarine turbidity maximum—fluid mud system (The Gironde, South-west France). **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 50, n. 5, p. 703-715, 2000.

ALARCON-HERRERA, M. T.; BEWTRA, J. K.; BISWAS, N. Seasonal variations in humic substances and their reduction through water treatment processes. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 21, n. 2, p. 173-179, 1994.

ALLAN, D.; ERICKSON, D.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater biology**, v. 37, n. 1, p. 149-161, 1997.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 35, p. 257-284, 2004.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Springer Science & Business Media, 2007.

ALVES-COSTA, F. A. et al. 5S rDNA characterization in twelve Sciaenidae fish species (Teleostei, Perciformes): depicting gene diversity and molecular markers. **Genetics and Molecular Biology**, v. 31, n. 1, p. 303-307, 2008.

ANDERSSON, P. S. et al. Particle transport of ²³⁴U-²³⁸U in the Kalix River and in the Baltic Sea. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 62, n. 3, p. 385-392, 1998.

ANUÁRIO ESTATÍSTICO DE ITABUNA: base de dados 2013-2016 / Prefeitura Municipal de Itabuna, Secretaria da Fazenda e Planejamento. – Itabuna, BA: PMI/UESC, 304 p.: Il.,2017.

ARAÚJO, T. G. et al. Bulk Atmospheric Deposition of Major Ions and Dissolved Organic Nitrogen in the Lower Course of a Tropical River Basin, Southern Bahia, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 26, n. 8, p. 1692–1701, 2015.

ASMAR, S. R.; ANDRADE, M. P. **Geografia da Microrregião Cacaueira**. Itabuna – BA: Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira – CEPLAC, 1977.

ASSESSMENT, Millennium Ecosystem. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. **World resources institute, Washington, DC**, v. 5, 2005.

BALAKRISHNA, K.; PROBST, J.-L. Organic carbon transport and C/N ratio variations in a large tropical river: Godavari as a case study, India. **Biogeochemistry**, v. 73, n. 3, p. 457-473, 2005.

BALLESTER, M. V. et al. Effects of increasing organic matter loading on the dissolved O₂, free dissolved CO₂ and respiration rates in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Water Resource, Oxford**, 33(9), 2119 – 2129, 1999.

BATTIN, T. J. et al. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. **Nature Geoscience**, v. 1, n. 2, p. 95-100, 2008.

BERGE, D. et al. Nitrogen retention in two Norwegian watercourses of different trophic status. **Ambio**, p. 282-288, 1997.

BERGKNUT, M.; LAUDON, H.; WIBERG, K. Dioxins, PCBs, and HCB in soil and peat profiles from a pristine boreal catchment. **Environmental pollution**, v. 158, n. 7, p. 2518-2525, 2010.

BERMAN, T.; BRONK, D. A. Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems. **Aquatic microbial ecology**, v. 31, n. 3, p. 279-305, 2003.

BILLEN, G.; GARNIER, J.; LASSALETTA, L. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 368, n. 1621, p. 20130123, 2013.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (org.). *Água doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação*. 3.ed., São Paulo: Escrituras Editoras, 2006. cap.5, p.145-160.

BRANDÃO, C. S. et al. Variabilidade espaço-temporal das cargas dissolvidas de rios em área de proteção ambiental no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 551–559, 2015.

BRASIL, **Decreto Nº 2186 DE 07 DE JUNHO DE 1993**. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Costa de Itacaré/Serra Grande.1993.

BRASIL. Lei 4771/1965. Código Florestal Brasileiro, 2012. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> (acesso em 29 de jan. de 2018)

CAI, W. J. Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration?. **Annual Review of Marine Science**, v. 3, p. 123-145, 2011.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. **Environment international**, v. 32, n. 6, p. 831-849, 2006.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Editora: Interciência, Rio de Janeiro - RJ, 1994, 372p.

CONAMA, Resolução. 396 de 07 de abril de 2008. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, v. 396, 2008.

COOKE, S. E.; PREPAS, E. E. Stream phosphorus and nitrogen export from agricultural and forested watersheds on the Boreal Plain. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, n. 10, p. 2292-2299, 1998.

DAGG, M. et al. Transformation of dissolved and particulate materials on continental shelves influenced by large rivers: plume processes. **Continental shelf research**, v. 24, n. 7, p. 833-858, 2004.

DANIEL, M. H. B et al. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 136, n. 1-4, p. 189-206, 2002.

DAVID, M. B.; GENTRY, L. E. Anthropogenic inputs of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 2, p. 494-508, 2000.

Defra (2004). Developing measures to promote catchment-sensitive farming. A joint Defra-HM Treasury Consultation. <http://www.defra.gov.uk/environment/water/dwpa/index.htm>

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. **Environmental Management**, v. 22, n. 3, p. 445-457, 1998.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H.; ZANDER, B. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. **Water Research**, v. 31, n. 7, p. 1738-1750, 1997.

DODDS, W. K.; WHILES, M. R. Quality and quantity of suspended particles in rivers: continent-scale patterns in the United States. **Environmental Management**, v. 33, n. 3, p. 355-367, 2004.

DODDS, W. K.; OAKES, R. M. Headwater influences on downstream water quality. **Environmental management**, v. 41, n. 3, p. 367-377, 2008.

ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439-447, 2008.

ERISMAN, J. W. et al. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geoscience**, v. 1, n. 10, p. 636-639, 2008.

ERISMAN, J. W. et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 368, n. 1621, p. 20130116, 2013.

ESHLEMAN, K. N., HEMOND, H. F. The role of organic acids in the acid-base status of surface waters at Bickford Watershed, Massachusetts. **Water Resources Research**. 21,1503 e 1510. 1985.

ESPÍNDOLA, E. L. et al. A bacia hidrográfica do Rio Monjolinho. São Carlos: Rima, 2000.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 98,172,188,790, 2011.

ESTEVEES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência hoje**. v.5, n.27, p.56-61, 1986.

FIGUEIRÊDO, A. F. R.; CALASANS, N. A. Risco de salinização dos solos da bacia Hidrográfica do rio colônia - sudeste da Bahia/Brasil. **Engevista**, v. 10, n. 1, p. 15-26, junho, 2008.

FOWLER, D. et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 368, n. 1621, p. 20130164, 2013.

FRANCO, R. A.M; HERNANDEZ, F. B.T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, p. 772-780, 2009.

FROELICH, P. N. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. **Limnology and oceanography**, v. 33, n. 4part2, p. 649-668, 1988.

GALLOWAY, J. N. et al. The nitrogen cascade. **AIBS Bulletin**, v. 53, n. 4, p. 341-356, 2003.

GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889-892, 2008.

GOLDMAN, J. C.; MCCARTHY, J. J.; PEAVEY, D. G. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. **Nature**, v. 279, n. 5710, p. 210-215, 1979.

GOLDMAN, J. C. Physiological processes, nutrient availability, and the concept of relative growth rate in marine phytoplankton ecology. In: **Primary productivity in the sea**. Springer US, 1980. p. 179-194.

GOLLER, R. et al. Dissolved nitrogen, phosphorus, and sulfur forms in the ecosystem fluxes of a montane forest in Ecuador. **Biogeochemistry**, v. 77, n. 1, p. 57-89, 2006.

GRASSHOFF, K. Determination of nutrients. **Methods of seawater analysis**, p. 125-187, 1983.

GRIMM, N. B. et al. Global change and the ecology of cities. **science**, v. 319, n. 5864, p. 756-760, 2008.

HAKANSON, L. E JANSSON, M. **Principles of Lake Sedimentology**. Springer-Verlag, Berlin, 316pág.1983.

HARRIS, G. P. **Phytoplankton ecology**. Chapman and Hall. 1986.

HEALEY, F. P.; HENDZEL, L. L. Physiological indicators of nutrient deficiency in lake phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 3, p. 442-453, 1980.

HECKY, R. E.; CAMPBELL, P.; HENDZEL, L. L. The stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. **Limnology and Oceanography**, v. 38, n. 4, p. 709-724, 1993.

HEDGES, J. I. et al. Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**, v. 31, n. 4, p. 717-738, 1986.

HEDGES, J. I. Compositional indicators of organic acid sources and reactions in natural environments. **Organic acids in aquatic ecosystems**, p. 43-63, 1990.

HEDGES, J. I. et al. Organic matter in Bolivian tributaries of the Amazon River: a comparison to the lower mainstream. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 7, p. 1449-1466, 2000.

HILLEBRAND, H.; SOMMER, U. The nutrient stoichiometry of benthic microalgal growth: Redfield proportions are optimal. **Limnology and Oceanography**, 44(2), 440-446, 1999.

HOPE, D.; BILLET, M. F.; CRESSER, M. S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. **Environmental pollution**, v. 84, n. 3, p. 301-324, 1994.

HOWARTH, R. W.; BILLEN, G.; SWANEY, D. Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. **Oceanographic Literature Review**, v. 5, n. 44, p. 448, 1997.

HU, B. et al. Effect of human-controlled hydrological regime on the source, transport, and flux of particulate organic carbon from the lower Huanghe (Yellow River). **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 8, p. 1029-1042, 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - PNAD (Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios) 2015. <https://teen.ibge.gov.br/sobre-o-brasil/populacao/populacao-rural-e-urbana.html>. Acesso em: janeiro de 2018.

IESB - INSTITUTO DE ESTUDOS SOCIO AMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Conduru (PESC). [S.l.]: IESB, 2005.

JENSEN, L. S. et al. **Benefits of nitrogen for food, fibre and industrial production**. Cambridge University Press, 2011.

JIN, X. C. et al. Lake eutrophication in China. **Lake Environment in China (In Chinese)**, Oceanic Press, Beijing, China, p. 1995, 1990.

JOHNSON, L. B.; HOST, G. E. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 41-66, 2010.

KILHAM, S. S. Relationship of Phytoplankton. **Large lakes: ecological structure and function**, v. 1, p. 403, 1990.

KING, R. S. et al. Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. **Ecological applications**, v. 15, n. 1, p. 137-153, 2005.

KLUMPP, A. et al. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v. 28, n. 3, p. 165-171, 2002.

LATIMER, J. S.; QUINN, J. G. Aliphatic petroleum and biogenic hydrocarbons entering Narragansett Bay from tributaries under dry weather conditions. **Estuaries**, v. 21, n. 1, p. 91-107, 1998.

LAWLOR, A. J., TIPPING, E. Metals in bulk deposition and surface waters at two upland locations in Northern England. **Environmental Pollution** 121, 153 e 168. 2003.

LENAT, D. R.; CRAWFORD, J. K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, v. 294, n. 3, p. 185-199, 1994.

LEWIS, W. M. Precipitation chemistry and nutrient loading by precipitation in a tropical watershed. **Water Resources Research**, v. 17, n. 1, p. 169-181, 1981.

LI, M. et al. The carbon flux of global rivers: A re-evaluation of amount and spatial patterns. **Ecological Indicators**, v. 80, p. 40-51, 2017.

LIBES, S. **An introduction to marine biogeochemistry**. Nova Iorque: John Wiley & Sons, Inc, 1992, 734 p.

LIKENS, G. E. Biogeochemistry of inland waters. New York: **Elsevier**, 2010. 745 p.

LOURENÇO, R. A. **Metodologia para determinação de biomarcadores geoquímicos orgânicos em sedimentos – Hidrocarbonetos Alifáticos e Aromáticos, Esteróis e Alquenonas**. 2003. 101 fls. (Mestre em Ciências) Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2003.

LÚCIO, M. Z. T. P. Q. L. **Biogeoquímica do rio Cachoeira (Bahia, Brasil)** 31f: il (Dissertação de Mestrado/PPGSAT–UESC, Ilhéus, BA, 2010.

LUCIO, M. Z. T. P. Q. L.; SANTOS, S. S.; SILVA, D. M. L. Hydrochemistry of Cachoeira River (Bahia State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 181-192, 2012.

LUDWIG, W.; AMIOTTE SUCHET, P.; PROBST, J.-L. River discharges of carbon to the world's oceans: determining local inputs of alkalinity and of dissolved and particulate organic carbon. **Sciences de la terre et des planètes (Comptes rendus de l'Académie des sciences)**, v. 323, p. 1007-1014, 1996.

LUDWIG, W.; PROBST, J. L.; KEMPE, S. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 10, n. 1, p. 23-41, 1996B.

MARTINS, C. R. et al. Ciclo Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: A importância da Química da Atmosfera. **Revista Química Nova na Escola, Vida e ambiente**. São Paulo, 5, 28-41, nov. 2003.

MATHEUS, C. E.; TUNDISI, J. G. Estudo físico-químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e da represa de Lobo. In: TUNDISI, J.G.; **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: v.1, tomos 1 e 2, p. 419-472. São Paulo: USP, ACIESP, FAPESP, UNEP, 1988. (Série Monografias em Limnologia).

MC ISAAC, G. F. et al. Relating net nitrogen input in the Mississippi River Basin to nitrate flux in the Lower Mississippi River. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 5, p. 1610-1622, 2002.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. **Am. J. Sci**, v. 282, n. 4, p. 401-450, 1982.

MEYERS, P. A.; ISHIWATARI, R. The early diagenesis of organic matter in lacustrine sediments. In: **Organic geochemistry**. Springer US, p. 185-209, 1993.

MEYERS, P. A.; LALLIER-VERGÉS, E. L. Lacustrine Sedimentary organic matter records of Late Quaternary paleoclimates. **Journal of Paleolimnology**. n. 2, p. 345–372, 1999.

MILLIMAN, J. D.; QINCHUN, X.; ZUOSHENG, Y. Transfer of particulate organic carbon and nitrogen from the Yangtze River to the ocean. **American Journal of Science**, v. 284, n. 7, p. 824-834, 1984.

MOZETO, A. A.; SILVÉRIO, P. F.; SOARES, A. Estimates of benthic fluxes of nutrients across the sediment–water interface (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil). **Science of the total environment**, v. 266, n. 1, p. 135-142, 2001.

NOBRE, C. A. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. **Parcerias estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 239-258, 2010.

OLIVEIRA, M. C. R. A. As relações Ambientais da Bacia do Rio Cachoeira (Sul da Bahia). **Ilhéus-BA. Editus**. 112p, 1997.

OMERNIK, J. M. **The influence of land use on stream nutrient levels**. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Corvallis Environmental Research Laboratory, Eutrophication Survey Branch, 1976.

OSORIO, V. K. L.; OLIVEIRA, W. de. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, v. 24, n. 5, p. 700-708, 2001.

PASSONI, S. et al. Software Image J to study soil pore distribution. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n. 2, p. 122-128, 2014.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333-365, 2001.

PINHO, A. Gomes. **Estudo da qualidade das águas do Rio Cachoeira–Região Sul da Bahia.** (Dissertação de Mestrado), PRODEMA/UESC, Ilhéus - BA, 2001.

PORCELLA, D. B.; SORENSON, D. L. Characteristics of Nonpoint Source Urban Runoff and its Effects on Stream Ecosystems, EPA-600/3-80-032. **Environmental Protection Agency**, 1980.

PROBST, J. L.; MORTATTI, Jefferson; TARDY, Yves. Carbon river fluxes and weathering CO₂ consumption in the Congo and Amazon river basins. **Applied Geochemistry**, v. 9, n. 1, p. 1-13, 1994.

PROCLIMA- Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste. Disponível em: <http://proclima.cptec.inpe.br/> Acesso em agosto de 2017.

QUINN, J. M. Effects of pastoral development. **New Zealand stream invertebrates: ecology and implications for management**, p. 208-229, 2000.

RAYMOND, P. A.; COLE, J. J. Increase in the Export of Alkalinity from North America's Largest River. **Science**, 301, 88 – 91, 2003.

RAYMOND, P. A. et al. Anthropogenically enhanced fluxes of water and carbon from the Mississippi River. **Nature**, v. 451, n. 7177, p. 449, 2008.

REDDY, K. R. et al. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 29, n. 1, p. 83-146, 1999.

ROUND, F. E. **The biology of the algae.** London: Edward Arnold. 1965. 269 p.

SALOMÃO, M. S. M. B. **Biogeoquímica de rios do Estado de São Paulo com bacias de drenagem apresentando diferentes características de ocupação de solo.** Tese (Doutorado em Ciências). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba – SP, 117p. (2004).

SANTOS, J. S., SOUZA, F. M., SANTOS, M. L. P. Distribuição de Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fe nas frações do sedimento superficial do Rio Cachoeira na região sul da Bahia, Brasil. **Química Nova**, v. 36, n. 2, p. 230–236, 2013.

SAWAKUCHI, H. O.; BALLESTER, M. V. R.; FERREIRA, M. E. The role of physical and political factors on the conservation of native vegetation in the Brazilian forest-Savanna ecotone. **Open Journal of Forestry**, v. 3, n. 1, p. 49, 2013.

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.

SILVA, C. A. R. Manguezal: Ecosistema egoísta ou benevolente. **Ciência Hoje**, v. 20, n. 120, p. 6-11, 1996.

SILVA, B. A. W.; AZEVEDO, M. M.; MATOS, J. S. Gestão ambiental de bacias hidrográficas urbanas. **Revista VeraCidade**, v. 3, n. 5, p. 1-7, 2006.

SMART, M. M.; JONES, J. R.; SEBAUGH, J. L. Stream-watershed relations in the Missouri Ozark Plateau province. **Journal of Environmental Quality**, v. 14, n. 1, p. 77-82, 1985.

SMIL, V. Nitrogen in crop production: An account of global flows. **Global biogeochemical cycles**, v. 13, n. 2, p. 647-662, 1999.

SMIL, V. *Enriching the Earth*, 338 pp. 2001.

SMITH S. V., CROSSLAND J. I. M., CROSSLAND C. J. Mexican and Central American coastal lagoon systems: carbon, nitrogen and phosphorus fluxes (regional workshop ii). **Loicz Reports & Studies** n°. 13. 120 p. 1999.

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

SNIS - Sistema Nacional sobre Informações de Saneamento
< <http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/#> > acesso em 29 de jan.2018

SONODA, K.; YEAKLEY, J. A. Relative effects of land use and near-stream chemistry on phosphorus in an urban stream. **Journal of environmental quality**, v. 36, n. 1, p. 144-154, 2007.

STERNER, R. W.; ELSER, James J. **Ecological stoichiometry: the biology of elements from molecules to the biosphere**. Princeton University Press, 2002.

STEWART, A. J., WETZEL, R.G. Dissolved humic materials: photodegradation, sediment effects, and reactivity with phosphate and calcium carbonate precipitation. **Archiv fur Hydrobiologie** 92, 265e286. 1981.

STRAMSKI, D. et al. The role of seawater constituents in light backscattering in the ocean. **Progress in Oceanography**, v. 61, n. 1, p. 27-56, 2004.

STRAND, M.; MERRITT, R. W. Impacts of livestock grazing activities on stream insect communities and the riverine environment. **American Entomologist**, v. 45, n. 1, p. 13-29, 1999.

STRAYER, D. L. et al. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. **Ecosystems**, v. 6, n. 5, p. 407-423, 2003.

STRICKLAND, J. D. H; PARSONS, T. R. *A practical handbook of seawater analysis*. 1972.

STUMM, W. Lakes as “test tubes” to study processes in oceanic or estuarine systems. **Journal of Great Lakes Research**, v. 9, n. 3, p. 341, 1983.

SUTTON, M. A. et al. Too much of a good thing. **Nature**, v. 472, n. 7342, p. 159-161, 2011.

TALLEC, G. et al. Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. **Water research**, v. 40, n. 15, p. 2972-2980, 2006.

TIAN, H. et al. Anthropogenic and climatic influences on carbon fluxes from eastern North America to the Atlantic Ocean: A process-based modeling study. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 120, n. 4, p. 757-772, 2015.

TOWNSEND, C. R. et al. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 5, p. 768-785, 2003.

TROMBONI, F.; DODDS, W. K. Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. **Environmental Management**, p. 1-11, 2017.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. Rima, 2003.

UN Population Division. *Urban and Rural Areas, 1950–2030 (The 1996 Revision)*. New York: United Nations, 1997.

UNEP - United Nations Environment Programme. *Global Environmental Outlook-4 (GEO-4)*. Nairobi, Kenya: UNEP, 2007.

US Census Bureau. 2001. <http://www.census.gov>

US Geol. Surv. (USGS). *The quality of our nation's waters—nutrients and pesticides*. USGS Circular 1225, 1999.

VANNOTTE, R.L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, v.37, p.130-137, 1980.

VAN DRECHT, G. et al. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 23, n. 4, 2009.

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

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

WAGNER, L. E. et al. Stream nitrate and DOC dynamics during three spring storms across land uses in glaciated landscapes of the Midwest. **Journal of Hydrology**, v. 362, n. 3, p. 177-190, 2008.

WANG, S. et al. Reduced sediment transport in the Yellow River due to anthropogenic changes. **Nature Geoscience**, v. 9, n. 1, p. 38, 2016.

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

WATERS, T.F. Sediment in Streams. Bethesda, MD: Am. Fish. Soc. 1995.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, 2ª Edição. 919p. 1993.

WETZEL, R. G. Gradient-dominant ecosystems: Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. **Hydrobiologia** 229, 181e198. 1992.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Edição Ômega, Barcelona. 2001,679p.

WINTER, J. G.; DUTHIE, H. C. Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 36, n. 5, p. 1053-1061, 2000.

WU, R. S. S. Eutrophication, trace organics and water-borne pathogens: pressing problems and challenge. **Marine Pollution Bulletin**, v.39, p.11–22, 1999.

ZAFARIOU, O. C. et al. Photochemistry of natural waters. **Environmental Science and Technology** 18, 358A e 371A. 1984.

ANEXO A - Dados mensais das coletas no Rio Cachoeira. (Continua)

Data	Ponto	Temp. °C	Cond. (µScm)	OD %	OD mgL	pH	TSS (mg L)	COP (µM)	NOP (µM)	POP (µM)	C:N	N:P	C:P	COP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	NOP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	POP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
set-16	P1	26,10	236,20	85,00	6,88	6,61	3,81	48,96	2,43	0,53	20	5	93	-	-	-
out-16	P1	26,50	144,40	106,20	8,56	6,53	12,35	16,12	2,78	0,96	6	3	17	-	-	-
nov-16	P1	28,00	704,00	26,60	2,09	6,32	3,60	43,84	2,01	0,59	22	3	74	-	-	-
dez-16	P1	29,10	271,00	90,20	6,92	6,55	3,10	38,36	2,03	0,36	19	6	106	-	-	-
jan-17	P1	28,50	217,50	41,60	3,24	6,56	4,60	85,85	4,65	0,86	18	5	100	-	-	-
fev-17	P1	27,20	217,30	44,10	3,49	6,42	3,20	76,71	3,71	0,55	21	7	141	-	-	-
mar-17	P1	29,20	324,00	75,20	5,53	6,48	1,10	35,62	1,80	0,24	20	8	150	-	-	-
abr-17	P1	28,60	375,20	80,20	6,17	6,53	7,58	71,66	2,94	0,92	24	3	78	-	-	-
mai-17	P1	25,40	404,80	62,10	5,10	6,52	2,90	32,42	2,34	0,47	14	5	70	-	-	-
jun-17	P1	24,30	265,20	87,40	7,31	6,54	8,30	81,74	2,99	0,68	27	4	120	-	-	-
jul-17	P1	23,30	247,40	101,70	8,83	6,23	7,57	55,99	2,17	0,48	26	5	116	-	-	-
ago-17	P1	24,80	262,80	64,50	5,34	6,53	3,10	30,59	2,06	0,28	15	7	111	-	-	-
set-16	P2	25,80	1330,00	11,40	0,91	7,04	22,32	543,30	20,85	10,88	26	2	50	-	-	-
out-16	P2	26,90	273,10	54,30	4,34	6,66	14,81	87,94	6,02	2,18	15	3	40	-	-	-
nov-16	P2	26,10	195,10	54,80	4,41	7,04	60,65	355,57	-	5,97	-	-	60	-	-	-
dez-16	P2	31,00	619,00	21,40	1,56	7,00	12,17	395,08	20,28	5,33	19	4	74	-	-	-
jan-17	P2	31,80	697,00	49,00	3,55	7,15	21,00	547,95	28,77	8,92	19	3	61	-	-	-
fev-17	P2	29,20	616,00	37,40	2,82	7,02	6,72	189,03	11,19	2,38	17	5	80	-	-	-
mar-17	P2	30,90	601,00	61,40	4,54	7,16	9,19	272,47	19,11	3,55	14	5	77	-	-	-
abr-17	P2	29,70	464,80	40,60	3,10	6,93	10,80	136,99	6,49	2,67	21	2	51	-	-	-
mai-17	P2	26,80	505,00	50,70	4,04	7,27	3,10	73,06	4,27	0,80	17	5	91	-	-	-
jun-17	P2	25,20	399,80	49,90	4,04	6,72	10,70	69,86	5,66	1,32	12	4	53	-	-	-
jul-17	P2	24,70	280,10	46,80	3,85	6,57	10,71	106,10	5,47	0,91	19	6	117	-	-	-
ago-17	P2	26,20	344,60	53,00	4,27	6,88	6,53	136,99	9,27	1,15	15	8	119	-	-	-
set-16	P3	25,40	1044,00	35,27	2,87	6,82	2,56	21,66	2,38	0,63	9	4	35	-	-	-
out-16	P3	26,60	264,80	69,50	5,60	6,80	12,40	73,06	4,87	2,06	15	2	35	-	-	-

ANEXO A - Dados mensais das coletas no Rio Cachoeira. (Conclusão)

Data	Ponto	Temp. °C	Cond. (µScm)	OD %	OD mgL	pH	TSS (mg L)	COP (µM)	NOP (µM)	POP (µM)	C:N	N:P	C:P	COP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	NOP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	POP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
nov-16	P3	25,70	159,40	56,90	4,63	6,96	75,58	286,72	13,03	5,13	22	3	56	-	-	-
dez-16	P3	31,20	543,00	86,30	6,34	7,27	10,76	187,09	7,12	2,69	26	3	70	-	-	-
jan-17	P3	31,30	521,00	66,50	4,91	7,02	5,35	81,13	3,22	1,16	25	3	70	-	-	-
fev-17	P3	29,80	601,00	58,80	4,42	7,04	7,20	183,78	23,25	5,31	8	4	35	-	-	-
mar-17	P3	30,60	509,00	70,40	5,25	7,15	4,85	106,40	6,16	1,77	17	3	60	-	-	-
abr-17	P3	30,30	410,00	75,20	5,64	7,09	6,53	83,41	4,38	1,61	19	3	52	-	-	-
mai-17	P3	26,60	448,90	53,40	4,28	7,20	2,13	45,66	3,24	0,99	14	3	46	-	-	-
jun-17	P3	24,20	285,40	53,90	4,59	6,92	18,46	107,90	5,79	1,49	19	4	72	-	-	-
jul-17	P3	23,80	265,60	71,10	5,99	6,76	10,67	81,58	4,13	0,83	20	5	98	-	-	-
ago-17	P3	25,60	303,60	82,40	6,71	7,08	6,26	98,79	5,08	0,87	19	6	113	-	-	-
set-16	P4	27,50	4019,00	104,10	8,08	7,02	15,71	100,46	4,22	2,67	24	2	38	2,16	0,11	0,15
out-16	P4	27,00	295,60	69,00	5,48	6,94	5,50	36,53	5,10	1,19	7	4	31	5,07	0,82	0,43
nov-16	P4	25,70	146,10	59,20	4,84	7,02	81,12	329,79	15,33	5,00	22	3	66	38,90	2,11	1,52
dez-16	P4	31,60	1728,00	88,50	6,32	7,26	5,09	79,80	3,65	1,30	22	3	61	1,14	0,06	0,05
jan-17	P4	32,80	7730,00	71,50	5,06	7,45	15,04	162,78	5,15	1,78	32	3	91	1,22	0,05	0,03
fev-17	P4	30,50	518,00	80,50	6,02	7,29	3,78	89,60	4,71	1,42	19	3	63	4,52	0,28	0,19
mar-17	P4	31,40	359,20	71,80	5,26	7,32	7,34	101,59	5,58	1,52	18	4	67	8,62	0,55	0,33
abr-17	P4	31,50	381,30	81,20	6,03	7,27	6,65	56,55	2,80	1,39	20	2	41	2,15	0,12	0,14
mai-17	P4	27,30	431,80	77,20	6,09	7,57	1,87	34,09	2,95	0,64	12	5	53	1,15	0,12	0,06
jun-17	P4	24,20	273,90	55,80	4,70	6,90	12,30	87,67	3,66	1,33	24	3	66	3,00	0,15	0,12
jul-17	P4	24,20	252,80	70,70	5,93	7,00	10,70	73,97	2,95	0,62	25	5	120	9,12	0,00	0,00
ago-17	P4	26,50	266,70	79,90	6,43	7,23	3,70	38,36	2,26	0,36	17	6	108	0,15	0,00	0,00

ANEXO B - Dados mensais das coletas no Rio Tijuípe. (Continua)

Data	Ponto	Temp. °C	Cond. (µScm)	OD %	OD mgL	pH	TSS (mg L)	COP (µM)	NOP (µM)	POP (µM)	C:N	N:P	C:P	COP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	NOP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	POP (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
set-16	T1	22,50	30,40	87,00	7,60	5,94	2,24	11,35	0,74	0,05	15	15	231	-	-	-
out-16	T1	23,40	31,30	97,70	8,32	5,95	0,43	26,29	0,61	0,05	43	11	486	-	-	-
nov-16	T1	24,00	31,10	36,50	3,11	5,81	1,23	13,34	0,89	0,07	15	13	193	-	-	-
dez-16	T1	25,70	33,40	100,70	8,01	7,15	0,44	6,09	0,95	0,08	6	13	81	-	-	-
jan-17	T1	24,60	32,70	61,10	5,10	6,60	1,16	8,52	0,68	0,05	13	13	159	-	-	-
fev-17	T1	24,70	32,90	82,30	6,82	6,80	1,12	4,43	1,35	0,06	3	22	72	-	-	-
mar-17	T1	25,60	32,50	86,10	7,05	7,73	1,73	6,09	1,39	0,08	4	17	75	-	-	-
abr-17	T1	25,50	34,30	81,80	6,55	7,80	0,40	4,02	1,94	0,04	2	46	94	-	-	-
mai-17	T1	22,80	30,70	87,30	7,51	8,11	0,80	1,83	0,40	0,04	5	11	48	-	-	-
jun-17	T1	22,50	30,10	81,70	7,07	7,49	0,57	3,86	0,48	0,02	8	19	155	-	-	-
jul-17	T1	22,20	30,20	79,30	6,70	7,15	0,50	3,29	0,57	0,02	6	27	155	-	-	-
ago-17	T1	22,10	31,00	72,80	6,39	7,91	4,20	5,11	0,68	0,02	8	33	252	-	-	-
set-16	T2	24,60	31,40	89,20	7,50	6,24	0,54	9,86	1,12	0,06	9	18	162	-	-	-
out-16	T2	25,50	31,90	92,00	7,54	6,24	1,09	24,74	0,35	0,07	70	5	351	-	-	-
nov-16	T2	25,50	30,20	62,80	5,13	6,11	1,71	26,58	2,24	0,14	12	17	196	-	-	-
dez-16	T2	28,30	34,80	89,40	6,95	6,90	0,44	2,03	1,36	0,07	1	19	28	-	-	-
jan-17	T2	28,90	36,60	61,50	4,63	6,78	1,40	9,86	1,97	0,08	5	26	131	-	-	-
fev-17	T2	27,00	34,70	83,00	6,59	6,63	1,40	4,82	1,91	0,10	3	19	49	-	-	-
mar-17	T2	29,80	35,10	71,70	5,43	7,31	1,67	9,13	2,46	0,09	4	27	99	-	-	-
abr-17	T2	28,40	33,80	84,30	6,56	7,39	1,45	11,16	1,46	0,06	8	26	202	-	-	-
mai-17	T2	24,10	30,80	82,00	6,88	7,56	0,50	4,93	1,18	0,05	4	24	102	-	-	-
jun-17	T2	23,30	29,60	86,30	7,39	7,01	1,54	7,62	1,63	0,05	5	36	169	-	-	-
jul-17	T2	22,70	29,70	84,10	7,22	6,96	1,00	6,21	1,00	0,02	6	43	268	-	-	-
ago-17	T2	23,40	29,60	78,10	6,69	7,36	2,70	6,03	1,32	0,03	5	53	241	-	-	-
set-16	T3	23,50	30,20	95,10	8,17	6,11	1,11	19,73	1,02	0,06	19	18	343	0,87	0,05	0,01
out-16	T3	25,00	31,10	87,70	7,22	6,23	1,57	8,78	1,22	0,09	7	14	98	1,09	0,18	0,03

ANEXO B - Dados mensais das coletas no Rio Tijuípe. (Conclusão)

Data	Ponto	Temp. °C	Cond. (µScm)	OD %	OD mgL	pH	TSS (mg L)	COP (µM)	NOP (µM)	POP (µM)	C:N	N:P	C:P	COP (kg ha⁻¹ ano⁻¹)	NOP (kg ha⁻¹ ano⁻¹)	POP (kg ha⁻¹ ano⁻¹)
nov-16	T3	25,60	30,40	61,40	5,02	6,06	6,32	19,16	1,84	0,11	10	17	172	1,66	0,19	0,02
dez-16	T3	27,90	33,80	90,00	7,04	7,29	0,92	13,11	1,50	0,07	9	22	189	0,12	0,02	0,00
jan-17	T3	27,70	35,20	62,50	4,94	6,62	1,63	8,30	1,49	0,09	6	17	94	0,01	0,00	0,00
fev-17	T3	27,70	35,04	63,20	4,97	6,52	1,00	5,18	2,19	0,08	2	26	61	0,22	0,11	0,01
mar-17	T3	28,15	34,00	84,80	6,57	7,42	0,80	15,34	1,26	0,06	12	20	246	1,35	0,13	0,01
abr-17	T3	27,20	32,90	81,40	6,48	7,63	0,50	4,93	1,23	0,07	4	17	68	0,20	0,06	0,01
mai-17	T3	23,90	30,20	92,20	7,80	7,67	0,70	5,48	0,64	0,05	9	13	115	0,19	0,03	0,00
jun-17	T3	23,30	29,50	94,20	8,00	7,18	0,74	7,31	1,30	0,03	6	39	219	0,23	0,05	0,00
jul-17	T3	22,50	29,50	86,10	7,46	7,08	1,10	12,79	0,93	0,03	14	27	370	1,76	0,15	0,01
ago-17	T3	23,60	29,80	83,70	7,09	7,50	2,70	5,84	1,20	0,03	5	48	233	0,10	0,02	0,00