



RETENÇÃO DE AMÔNIO E FOSFATO SOLÚVEL REATIVO EM TRECHOS DE UM RIACHO TROPICAL URBANO COM DIFERENTES TIPOLOGIAS DE IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS

João Miguel Mercedes Bega⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP), Mestre em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela FEIS/UNESP, Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

Ana Paula Bragion⁽²⁾

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP), Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da EESC/USP.

Bianca de Souto Homrich⁽³⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

Davi Gasparini Fernandes Cunha⁽⁴⁾

Engenheiro Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP), Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP.

Endereço⁽¹⁾: Avenida do Trabalhador São Carlense, 400, Laboratório de Biotoxicologia em Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE) – Centro – São Carlos – SP – CEP: 13566-590 – Brasil – Tel.: +55 (16) 3373-9560 – e-mail: joaobega@usp.br.

RESUMO

A urbanização pode reduzir a capacidade e a eficiência da retenção de nutrientes dos cursos de água em comparação com ecossistemas mais prístinos (e.g., por meio da alteração das características hidrológicas). Atualmente, faltam contribuições científicas sobre a variabilidade espacial da espiral de nutrientes em riachos urbanos tropicais, sobretudo entre trechos contíguos. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as métricas de retenção de amônio (NH_4^+) e fosfato solúvel reativo (PO_4^{3-}) em dois trechos de um riacho tropical urbano com diferentes tipologias de impactos antropogênicos (e.g., com e sem lançamentos de esgotos domésticos e águas pluviais). Para tanto, os experimentos foram realizados em uma coleta para cada trecho. As métricas ambientais de retenção (distância [S_{w-amb}], velocidade e taxa de retenção de nutrientes) foram obtidas pelo método *Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization* (TASCC). O trecho com maior impacto antropogênico foi significativamente menos retentivo (S_{w-amb} : 4052 [NH_4^+] e 4898 m [PO_4^{3-}]) em comparação com o trecho com menor impacto (130 [NH_4^+] e 198 m [PO_4^{3-}]), para ambos os nutrientes. Trechos contíguos podem ter grande variabilidade e essa heterogeneidade espacial deve ser considerada em estudos e monitoramentos de rios e riachos urbanos, a fim de melhorar a gestão das águas urbanas.

PALAVRAS-CHAVE: Retenção de nutrientes, TASCC, drenagem urbana

INTRODUÇÃO

Nos países em desenvolvimento, a expansão acelerada da urbanização e das atividades industriais tem provocado intensas mudanças no uso e ocupação do solo e na geração de efluentes, o que, entre outros fatores, contribui para a degradação dos ecossistemas aquáticos (DODDS; PERKIN; GERKEN, 2013; GONZÁLEZ et al., 2017). Além disso, a biodiversidade aquática e o desempenho dos serviços ecossistêmicos pelos cursos de água têm sido comprometidos pela retificação e canalização dos leitos originais, remoção da vegetação ripária, perda da heterogeneidade de habitats, processos erosivos, entre outros impactos. Especialmente em áreas urbanas, os rios e riachos são frequentemente tratados como simples tubulações de drenagem e afastamento de águas urbanas, apesar de serem, na realidade, responsáveis por reter e processar efetivamente os materiais que entram neles, como diversos poluentes (CUNHA et al., 2018). Por mais que os impactos decorrentes das pressões antropogênicas afetem todos os ecossistemas, os rios e riachos estão entre os mais prejudicados, com reflexos diretos, por exemplo, na perda de funções ecossistêmicas vinculadas à ciclagem de nutrientes (WALSH et al., 2005; SZYMAŃSKA et al., 2020). Nos últimos anos, houve aumento na quantidade de fósforo (P) e nitrogênio (N) transportada desses ambientes para o oceano (GREEN et al., 2004; FOWLER et



al., 2013; YUAN et al., 2018). Em excesso, tais nutrientes são responsáveis pela eutrofização artificial dos cursos de água e propiciam, entre outros inconvenientes, a proliferação de macrófitas aquáticas, algas e cianobactérias potencialmente tóxicas. A eutrofização acarreta efeitos adversos às comunidades aquáticas e alteração na composição das espécies, que por sua vez impactam o funcionamento dos ecossistemas, como a sua capacidade de reter nutrientes (GÜCKER; BRAUNS; PUSCH, 2006).

A retenção de nutrientes nos cursos de água de pequena ordem ($\leq 3^a$) possui papel fundamental na redução da exportação de formas fosfatadas e nitrogenadas a jusante na rede de drenagem. Os riachos possuem grande capacidade de transformar e reter nutrientes provenientes dos ecossistemas terrestres, pois permitem que uma maior proporção de água interaja com os substratos e sítios reativos em comparação a rios maiores (ENSIGN; DOYLE, 2006; YEAKLEY et al., 2016; BERNAL et al., 2019). Determinados fatores reforçam a importância de estudos de nutrientes em riachos, como a sua maior ocorrência e extensão em relação aos rios de ordem superior (ALLEN; PAVELSKY, 2018) e por normalmente serem tributários de cursos de água estratégicos, influenciando na manutenção da qualidade dos serviços ecossistêmicos oferecidos. No entanto, muitos programas de monitoramento, sobretudo em baixas latitudes, focam em grandes cursos de água, negligenciando os riachos de pequeno porte (SALTARELLI et al., 2018).

Nos ambientes aquáticos, o N e o P podem ser removidos da coluna de água por meio de sedimentação, adsorção a partículas orgânicas e inorgânicas e outras reações químicas em condições aeróbicas e anaeróbicas (BOUWMAN et al., 2013; CUNHA et al., 2018). Esses nutrientes também podem ser armazenados na matéria orgânica por meio da assimilação por algas ou bactérias. O N pode ser permanentemente removido por meio da desnitrificação (liberação de N_2 para a atmosfera) (POTTER et al., 2010). Embora alguns processos de retenção nos riachos sejam permanentes (e.g., desnitrificação), outros são temporários (e.g., conversão em biomassa e adsorção em sedimentos) e resultam em remineralização e subsequente transporte a jusante (LEVI; MCINTYRE, 2020). O conhecimento dos processos que contribuem para a retenção de nutrientes nos cursos de água baseia-se no conceito da espiral de nutrientes (NEWBOLD et al., 1981). Esse conceito estabelece que o nutriente, em uma forma inorgânica, percorre uma distância na coluna de água (S_w : distância de retenção de nutrientes) até ser retido no sedimento (e.g., assimilação pela comunidade bentônica ou adsorção pelo substrato). Posteriormente, pode ocorrer a sua remineralização, com o seu retorno para a coluna de água (S_B : distância de remineralização) (ENSIGN; DOYLE, 2006). A somatória das duas parcelas (S_w e S_B) corresponde à distância da espiral (S) (i.e., o comprimento referente à conclusão de um ciclo por um átomo de nutriente).

A fração da S utilizada como métrica é a S_w , que pode ser influenciada pela vazão e profundidade do riacho (JOHNSON et al., 2016). Normalmente, a S_w é significativamente maior que a S_B , motivo pelo qual a maioria dos estudos sobre retenção de nutrientes foca na S_w (BERNAL et al., 2019). Sua estimativa em um trecho de um riacho pode ser obtida pela adição controlada de massas conhecidas de P e N, realizada por meio da introdução de sais não conservativos de nutrientes, em conjunto com um traçador conservativo que não sofre a retenção, como sais a base de cloretos, brometos ou rodamina. Esse método foi desenvolvido por Covino, McGlynn e McNamara (2010): *Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization* (TASCC). A abordagem permite calcular métricas ambientais da espiral, frequentemente empregadas para caracterizar a retenção, a saber: S_{w-amb} (distância ambiental de retenção de nutrientes), V_{f-amb} (velocidade ambiental de retenção de nutrientes) e U_{amb} (taxa ambiental de retenção de nutrientes) (DODDS et al., 2002; BERNAL et al., 2019). Entende-se que quanto menor o valor da S_{w-amb} , mais retentivo é o trecho do riacho em relação ao nutriente, pois ele percorre uma distância menor até que passe para uma fase não dissolvida. Por outro lado, maiores valores de V_{f-amb} e U_{amb} indicam maiores eficiências e taxas de retenção no trecho.

Ao longo dos experimentos de adição, a retenção estimada pelos traçadores não conservativos pode ser influenciada pela concentração de nutrientes nos riachos (DODDS et al., 2002). Em sistemas próximos à saturação, a retenção ocorre em menor magnitude que em riachos com menor concentração basal de nutrientes. Ademais, os riachos urbanos com aporte crônico de nutrientes (e.g., lançamentos de esgoto bruto) são, em geral, mais propícios à limitação da atividade biológica por elevadas concentrações em comparação a ambientes com menor interferência antropogênica (LEVI; MCINTYRE, 2020). Merseburger et al. (2011) reportaram reduções significativas nas eficiências de retenção de amônio (NH_4^+) e fosfato solúvel reativo (PO_4^{3-}) em riachos norte-americanos após o lançamento de um efluente de uma estação de tratamento de esgotos (S_{w-amb} a montante e a jusante da ETE: 670 [NH_4^+] e 980 m [PO_4^{3-}] e 2585 e 4614 m, respectivamente).

Em áreas tropicais de países em desenvolvimento, onde o crescimento populacional é significativo (GRIMM et al., 2008) e as entradas de N e P são geralmente grandes, há menos informações sobre a retenção de tais





nutrientes em comparação com áreas temperadas em países desenvolvidos (CUNHA et al., 2022; SALTARELLI, 2021). A urbanização também pode reduzir a capacidade e a eficiência de retenção de nutrientes dos riachos em comparação com ecossistemas mais prístinos por meio da alteração das características hidrológicas (GRIMM et al., 2005). Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar as métricas de retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} em dois trechos de um riacho tropical urbano com diferentes tipologias de impactos antropogênicos. O primeiro trecho (T1) apresenta substrato natural, vegetação ripária parcialmente preservada, sinais de feições erosivas e curso meândrico. Por outro lado, o segundo trecho (T2) tem substrato natural com presença de resíduos de construção civil, vegetação ripária degradada, feições erosivas e descargas de águas pluviais e esgotos domésticos.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO E FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

As atividades da presente pesquisa foram realizadas em dois trechos do riacho Santa Maria do Leme (vazão de base $< 200 \text{ L s}^{-1}$) (Tabela 1 e Figura 1), inseridos na área urbana de São Carlos (SP) (Figura 1). Como critério de seleção do riacho e, por conseguinte, da bacia (Santa Maria do Leme), foram utilizadas imagens de satélite, conhecimento prévio da área e visitas de campo.

Tabela 1: Informações sobre os trechos estudados no riacho Santa Maria do Leme, fotográficas e suas principais características.

| TRECHO | EXTENSÃO (m) | ÁREA DE DRENAGEM (km ²) | CARACTERÍSTICAS GERAIS | FOTO |
|--------|--------------|-------------------------------------|--|---|
| T1 | 410 | 9,98 | Vegetação ripária parcialmente preservada, substrato natural, sinais de feições erosivas e curso meândrico |  |
| T2 | 610 | 11,18 | Vegetação ripária degradada, substrato natural com presença de resíduos de construção civil, feições erosivas e descargas de águas pluviais e esgotos domésticos |  |

O riacho se encontra em região de Cerrado com vegetação ripária de maior porte, semelhante à da Mata Atlântica, e que na medida em que se distancia do riacho, a vegetação adquire características típicas do Cerrado. São Carlos (SP) tem aproximadamente 256.915 habitantes e área total de 1.136,91 km² (urbana: 79,97 km²) (IBGE, 2022). A precipitação anual na região é em torno de 1500 mm, com verões chuvosos (média mensal $> 150 \text{ mm}$) e invernos secos ($< 70 \text{ mm}$) (SALTARELLI et al., 2018). O clima é mesotérmico úmido subtropical de inverno seco (classificação de Köppen: Cwa), em que a temperatura média mensal do ar geralmente varia de 17 a 23°C (ALVARES et al., 2013). O município está situado em duas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (UGRHs): Mogi-Guaçu (UGRHI 9) e Tietê-Jacaré (UGRHI 13). Toda a área urbana, exceto os distritos de Água Vermelha e Santa Eudóxia e o condomínio Samambaia, está inserida na UGRHI 13.

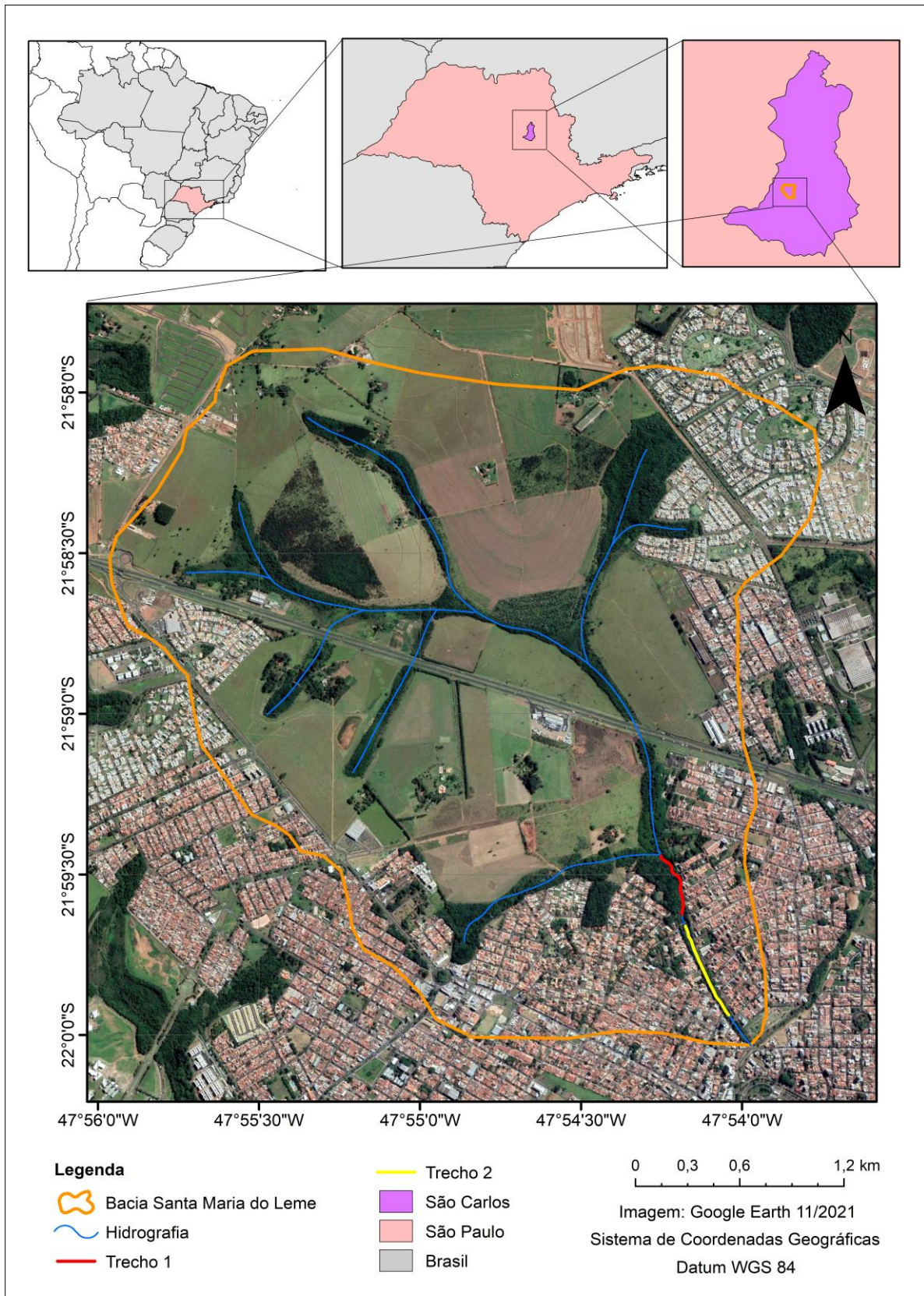


Figura 1: Mapa de localização da bacia do riacho Santa Maria do Leme e dos trechos de estudo.



O perímetro de São Carlos (SP) abrange 10 bacias hidrográficas: Gabirobas, Mogi-Guaçu, Araras, Cabaceiras, Quilombo, Chibarro, Monjolinho, Pântano, Feijão e Jacaré-Guaçu. A bacia do Monjolinho (79,60 km²) é considerada a principal do município, pois o rio Monjolinho recebe todo o esgoto tratado da cidade, serve como importante manancial de abastecimento público (captação Espreado) e deságua no rio Jacaré-Guaçu (FAVA et al., 2019). A bacia em estudo no presente trabalho, Santa Maria do Leme (11,18 km²), é contribuinte da bacia do Monjolinho. Sua rede hidrográfica é composta pelo riacho principal Santa Maria do Leme (extensão ~ 4,7 km) e seis afluentes, todos a montante dos trechos de estudo (Tabela 1 e Figura 1). O uso e ocupação do solo na bacia, no ano de 2021, eram divididos em urbano (34%), campos, gramíneas e/ou pastagens (55%) e vegetação de maior porte (arbórea) (11%).

Os experimentos de retenção de NH₄⁺ e PO₄³⁻ nos trechos T1 e T2 foram realizados em uma única coleta, em condições de escoamento de base, em abril de 2022, no período da manhã. Esse trabalho trata-se de um estudo preliminar sobre a retenção de NH₄⁺ e PO₄³⁻ em trechos de um riacho tropical urbano com distintas tipologias de impactos antrópicos. Vale ressaltar que são recomendados mais experimentos para concluir sobre o processo ecossistêmico avaliado no riacho.

CARACTERIZAÇÃO GERAL DO RIACHO

A vazão e a velocidade média dos trechos do riacho foram obtidas por meio da liberação pulsada de soluto conservativo, método proposto por Webster e Valett (1996), que consiste na adição de uma solução, com concentração conhecida de cloreto de sódio (NaCl), a montante do trecho em estudo. O deslocamento do soluto foi monitorado a cada 30 s no fim de cada trecho por meio de um condutivímetro (Modelo HI 9829, Hanna® Instruments, Woonsocket, RI, EUA), até o retorno às condições naturais anteriores ao lançamento. Os valores de condutividade, em $\mu\text{S cm}^{-1}$, foram convertidos para g L⁻¹ de NaCl por meio de uma curva de correção construída em laboratório, com soluções de concentrações conhecidas de NaCl. A vazão e a velocidade foram calculadas pelas equações 1 e 2, respectivamente.

$$Q = m_{\text{NaCl}} / [c_{\text{NaCl}} \cdot t] \quad \text{equação (1)}$$

[Q] = vazão do trecho do riacho (L s⁻¹); [m_{NaCl}] = massa de NaCl utilizada no soluto (g); [c_{NaCl}] = concentração obtida de NaCl (g L⁻¹); [t] = tempo acumulado (s).

$$V = d / t \quad \text{equação (2)}$$

[V] = velocidade da água no trecho do riacho (m s⁻¹); [d] = distância entre o lançamento do soluto e o condutivímetro; [t] = tempo acumulado (s) até a concentração máxima de NaCl.

No fim de cada trecho, antes das adições, foram realizadas medições *in situ* das variáveis físico-químicas da qualidade da água com uma sonda multiparâmetros (Tabela 2). Também foram coletadas amostras para análises de sólidos suspensos totais, NH₄⁺ e PO₄³⁻, efetuadas em laboratório, sempre em duplicata (Tabela 2). As amostras para determinação dos nutrientes dissolvidos foram filtradas em membranas de fibra de vidro GF/C, acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas até o momento da análise. As concentrações de sólidos suspensos totais foram determinadas por gravimetria.

Tabela 2: Variáveis físico-químicas da água monitoradas, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados.

| VARIÁVEL | UNIDADE | MÉTODO | EQUIPAMENTO / REFERÊNCIA |
|-------------------------------|-----------------------|---|---------------------------------------|
| Temperatura | °C | Potenciometria | Sonda multiparâmetros Hanna - 9828 |
| pH | - | | |
| Condutividade elétrica | $\mu\text{S cm}^{-1}$ | | |
| Sólidos suspensos totais | mg L ⁻¹ | Gravimetria e Combustão 2540D e 2540E | APHA (2017) |
| NH ₄ ⁺ | $\mu\text{g L}^{-1}$ | Calorimetria 4.500 – NH ₃ .F | Espectrofotômetro Hach® / APHA (2017) |
| PO ₄ ³⁻ | $\mu\text{g L}^{-1}$ | Espectrofotometria 4.500 P.E | |

RETENÇÃO DE NUTRIENTES

As métricas e as curvas cinéticas de retenção foram caracterizadas pelo método TASCC (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2010). Os nutrientes NH_4^+ e PO_4^{3-} foram adicionados no riacho como fosfato de potássio dibásico anidro (K_2HPO_4) e cloreto de amônio (NH_4Cl), respectivamente, enquanto o NaCl , como soluto conservativo. Nos experimentos, foram dissolvidos 1.819,9 g Cl^- como NaCl , 20,2 (T1) e 44,5 g NH_4^+ (T2) como NH_4Cl e 14,2 (T1) e 25,1 g PO_4^{3-} (T2) como K_2HPO_4 em aproximadamente 10 L de água do riacho. As respectivas soluções foram introduzidas uniformemente no início de cada trecho experimental ao longo de 1 min. A massa do traçador conservativo adicionado aumentou significativamente a condutividade nos trechos do riacho, enquanto as massas de nutriente adicionadas aumentaram as concentrações de NH_4^+ e PO_4^{3-} em aproximadamente quatro vezes em comparação às basais.

Após a adição dos nutrientes, ao fim do trecho experimental, os valores de condutividade foram medidos com o condutivímetro a cada 30 s, a fim de determinar o momento da coleta das amostras ao longo da elevação e decréscimo das curvas da condutividade e das concentrações de nutrientes – denominadas BTC (*Breakthrough Curves*) (a frequência de amostragem associa-se à variação da curva de condutividade, sendo as amostras coletadas comumente durante períodos com maior alteração na condutividade). As amostras (18 em cada experimento) foram coletadas em intervalos variando de 40 s a 4 min. Antes de cada adição, três amostras foram coletadas para determinar as concentrações basais de nutrientes do ambiente (*background*). As análises foram realizadas de acordo com os métodos descritos na Tabela 2.

As seguintes métricas ambientais de retenção foram estimadas: S_{w-amb} , V_{f-amb} e U_{amb} . A distribuição dos parâmetros da espiral de nutrientes foi gerada a partir da taxa de retenção longitudinal (k_w) de cada amostra, assumindo que ocorre o declínio exponencial ao longo do trecho analisado. As k_w foram calculadas a partir das curvas BTC por meio de regressão linear entre as razões log-naturais “Nutriente: NaCl ” adicionados e observados (com concentração *background* corrigida) no ponto de controle em função da distância. Para cada amostra, foi gerada uma regressão entre os pares de dados. Os coeficientes angulares de cada uma das curvas derivadas desses dados representam diferentes k_w . As S_{w-amb} foram determinadas como sendo o inverso negativo dos valores de k_w e obtidas por meio da regressão linear entre os valores de S_{w-amb} e as concentrações encontradas no curso de água, extrapolando a curva para a concentração inicial do ambiente. As métricas U_{amb} e V_{f-amb} foram calculados por meio das equações 3 e 4, respectivamente.

$$U_{amb} = (Q \cdot m_{amb}) / (S_{w-amb} \cdot W) \quad \text{equação (3)}$$

[Q] = vazão do trecho do riacho ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); [m_{amb}] = concentração do ambiente sem a influência da adição (mg L^{-1}); [W] = largura molhada média do trecho (m).

$$V_{f-amb} = U_{amb} / m_{amb} \quad \text{equação (4)}$$

[m_{amb}] = concentração do ambiente sem a influência da adição (mg L^{-1}).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A vazão e a velocidade da água foram maiores no T2 (194,15 L s^{-1} e 0,22 m s^{-1} , respectivamente) (T1: 158,87 L s^{-1} e 0,17 m s^{-1} , respectivamente) (Tabela 3). Apesar de não haver tributários nos trechos de estudo e por serem contíguos, maiores vazões são esperadas para o T2, mesmo em escoamento de base, em razão dos volumes de água e esgoto despejados pelas galerias de águas pluviais ao longo do trecho. Essas galerias lançam esgotos domésticos de forma irregular (i.e., por meio de ligações das redes prediais de esgotamento doméstico com a rede de drenagem urbana municipal), uma vez que o sistema de esgotamento sanitário empregado no Brasil é o separador absoluto (TSUTIYA, 2000) e os riachos urbanos não devem receber tais contribuições. As concentrações de NH_4^+ e PO_4^{3-} significativamente maiores no T2 (43,63 e 165,43 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente) (T1: 23,36 e 37,82 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente) suportam a existência do cenário supracitado. Em um riacho com mínimo impacto antropogênico de São Carlos (SP) (Espreado), Cunha et al. (2018) encontraram concentrações de NH_4^+ e PO_4^{3-} entre 12,1 – 15,2 e 9,3 – 9,7 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, típicas de riachos tropicais de referência (e.g., CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011). Não distante da realidade da maioria das cidades brasileiras (e.g., GONÇALVES et al., 2017; MIZUKAWA et al., 2019; SOUZA et al., 2020; BEGA et al., 2021), em 2017, a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP)

divulgou que mais de 50 mil imóveis lançavam esgoto bruto em riachos e fossas na cidade de São Paulo (SP), apesar de haver rede coletora disponível (SABESP, 2017).

Tabela 3: Valores das variáveis hidráulicas e físico-químicas da água monitoradas nos trechos do riacho Santa Maria do Leme.

| PARÂMETROS | TRECHOS | |
|---|---------|--------|
| | T1 | T2 |
| Vazão (L s ⁻¹) | 158,87 | 194,15 |
| Velocidade (m s ⁻¹) | 0,17 | 0,22 |
| Temperatura (°C) | 22,80 | 22,20 |
| pH | 6,80 | 6,82 |
| Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹) | 27,57 | 33,80 |
| Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹) | 7,62 | 5,87 |
| NH ₄ ⁺ (µg L ⁻¹) | 43,63 | 165,43 |
| PO ₄ ³⁻ (µg L ⁻¹) | 23,36 | 37,82 |

Os experimentos de adição de NH₄⁺ e PO₄³⁻ no riacho Santa Maria do Leme demonstraram que o trecho com maior impacto antropogênico (T2) foi significativamente menos retentivo em comparação com o trecho com menor impacto (T1), para ambos os nutrientes. Com relação ao NH₄⁺, as respectivas S_{w-amb}, V_{f-amb} e U_{amb} obtidas foram 130 m, 20,2 mm min⁻¹ e 880,6 µg m⁻² min⁻¹ (T1) e 4052 m, 0,9 mm min⁻¹ e 141,6 µg m⁻² min⁻¹ (T2). Para o PO₄³⁻, as respectivas S_{w-amb}, V_{f-amb} e U_{amb} encontradas foram 198 m, 13,3 mm min⁻¹ e 310,9 µg m⁻² min⁻¹ (T1) e 4898 m, 0,7 mm min⁻¹ e 26,8 µg m⁻² min⁻¹ (T2). Isso significa que, no T2, os nutrientes percorreram distâncias longitudinais significativamente maiores até serem assimilados pelo riacho, além de terem sido retidos a menores velocidades e taxas de retenção. Além disso, por mais que o T1 esteja inserido em área urbana, as métricas de retenção observadas ficaram próximas às encontradas para riachos com mínimo impacto antropogênico de São Carlos (SP) e adjacências (Tabela 4). Tais resultados refletem a importância da preservação da vegetação ripária e do controle de lançamentos irregulares de esgotos domésticos brutos em riachos urbanos, de forma a auxiliar na manutenção da retenção de nutrientes nos cursos de água e reduzir a exportação de formas nitrogenadas e fosfatadas a jusante na rede de drenagem.

Tabela 4: Valores médios das métricas de retenção (S_{w-amb}, V_{f-amb} e U_{amb}) de NH₄⁺ e PO₄³⁻ reportados para riachos com mínimo impacto antropogênico de São Carlos (SP) e adjacências e para os trechos T1 e T2 do riacho Santa Maria do Leme.

| RIACHO | COORDENADAS GEOGRÁFICAS | NH ₄ ⁺ | | | PO ₄ ³⁻ | | | REFERÊNCIA |
|--------------------------|---|------------------------------|--------------------|------------------|-------------------------------|--------------------|------------------|-----------------------|
| | | S _{w-amb} | V _{f-amb} | U _{amb} | S _{w-amb} | V _{f-amb} | U _{amb} | |
| Broa | 22°11'40,31" S | 44 | 24,3 | 251 | 64 | 16,0 | 53,0 | Finkler et al. (2018) |
| | 47°53'55,98" O Brotas (SP) | 31 | 21,3 | 44,2 | 98 | 8,7 | 37,5 | Saltarelli (2021) |
| Espiraído | 21°58'46,75" S | 90 | 9,0 | 112,0 | 138 | 8,0 | 87,0 | Finkler et al. (2018) |
| | 47°52'23,11" O | 89 | 20,1 | 274,0 | 274 | 6,5 | 60,8 | Cunha et al. (2018) |
| | São Carlos (SP) | 90 | 7,8 | 40,6 | 103 | 8,2 | 81,3 | Saltarelli (2021) |
| Canchim | 21°57'56,69" S | 193 | 0,9 | 8,0 | 201 | 1,0 | 24,0 | Finkler et al. (2018) |
| | 47°50'38,02" O São Carlos (SP) | 78 | 2,4 | 11,3 | 198 | 1,2 | 18,8 | Saltarelli (2021) |
| Fortaleza | 21°47'59,15" S 47°59'59,02" O Araraquara (SP) | 68 | 12,3 | 60,0 | 87 | 9,8 | 113,1 | Saltarelli (2021) |
| Santa Maria do Leme (T1) | 21°59'59,9" S 47°54'00,8" O São Carlos (SP) | 130 | 20,2 | 880,6 | 198 | 13,3 | 310,9 | Presente estudo |
| Santa Maria do Leme (T2) | 21°59'47,8" S 47°54'08,0" O São Carlos (SP) | 4052 | 0,9 | 141,6 | 4898 | 0,7 | 26,8 | Presente estudo |

Em uma revisão sistemática de 52 artigos sobre experimentos (n = 404) com espiral de nutrientes, Ensign e Doyle (2006) inferiram que faltam contribuições científicas sobre como a retenção funciona entre trechos contíguos de um mesmo riacho e, também, em toda a rede de drenagem. Os autores comentaram que em razão dos gradientes longitudinais na estrutura da comunidade e no fluxo de energia ao longo dos riachos, pode-se esperar padrões espaciais na espiral de nutrientes. A maioria dos trabalhos publicados sobre retenção de

nutrientes considera apenas um trecho representativo do curso de água. No presente estudo, foram obtidas diferenças significativas em relação à maioria dos parâmetros de qualidade da água (NH_4^+ , PO_4^{3-} , condutividade elétrica e sólidos suspensos totais) e hidráulicos (vazão e velocidade da água) avaliados (Tabela 3), além das métricas de retenção, nos dois trechos sequenciais do riacho Santa Maria do Leme. Tais diferenças devem ser levadas em consideração em estudos e monitoramentos de cursos de água urbanos.

Ao longo dos experimentos de adição, as curvas das concentrações conservativas (N cons) e concentrações efetivamente observadas (N add-obs) de NH_4^+ e PO_4^{3-} (com concentração *background* corrigida) (Figuras 2 e 3) indicaram que, no T1 (Figuras 2A e 3A), os nutrientes viajaram de forma conservativa (i.e., N cons \sim N add-obs) nos primeiros momentos da adição. Por sua vez, no T2 (Figuras 2B e 3B), as N add-obs observadas foram maiores que as N cons no fim do período experimental, indicando que parte dos nutrientes retidos, provavelmente adsorvidos nos sedimentos (PO_4^{3-}), retornou para a coluna de água. Elevadas concentrações de PO_4^{3-} podem favorecer mecanismos abióticos de retenção, sobretudo a adsorção no banco de sedimentos (MEYER, 1979; DEMARS, 2008). As elevadas concentrações atingidas durante a adição de nutrientes podem sugerir que mecanismos abióticos foram relevantes no presente estudo. Pesquisas de retenção em riachos atribuíram repetidamente maior retenção de PO_4^{3-} à adsorção na superfície dos sólidos em suspensão ou depositados no leito do ambiente aquático (e.g., TRISKA et al., 2006; FLINKER et al. 2018).

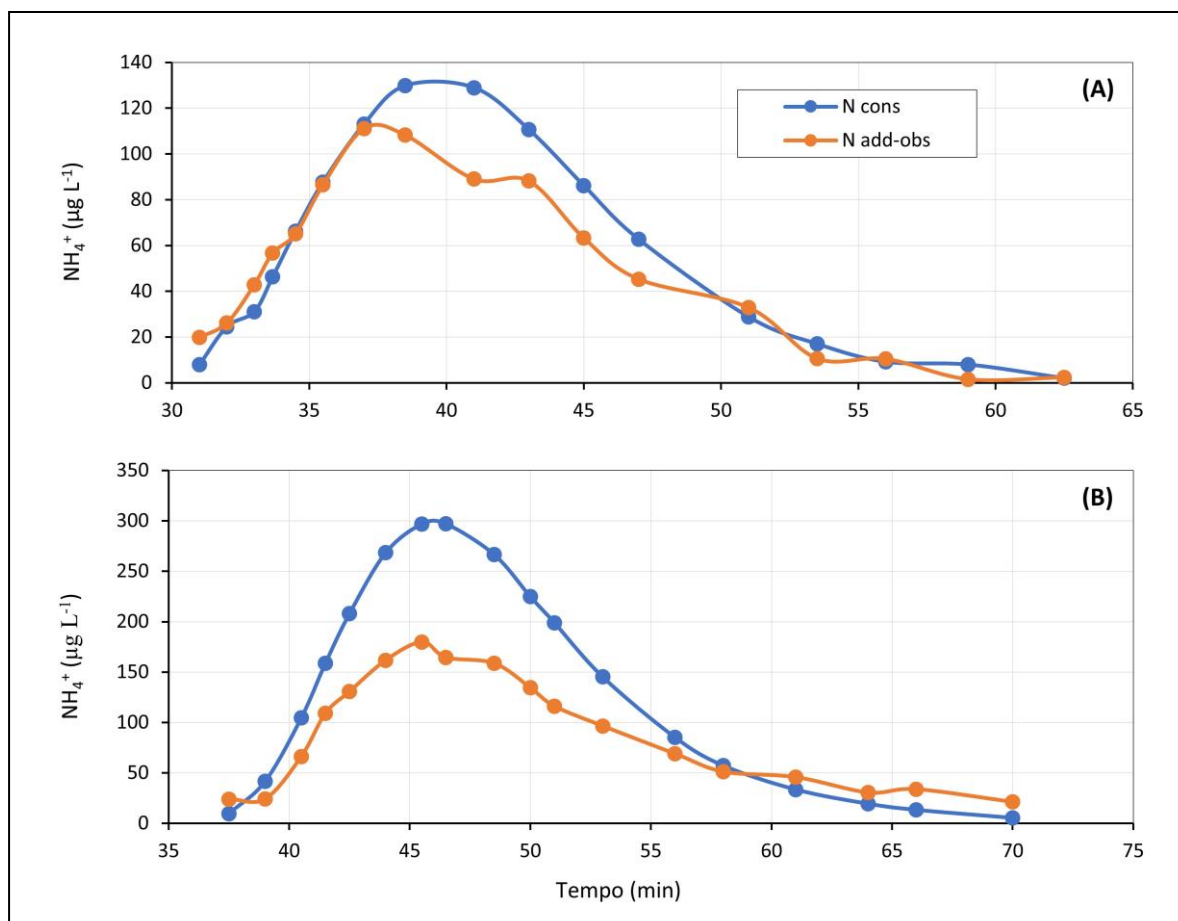


Figura 2: Curvas das concentrações de NH_4^+ esperadas nas amostras coletadas se o nutriente adicionado viajasse de forma conservativa (sem retenção) (N cons) e concentrações de NH_4^+ efetivamente observadas (N add-obs) ao longo dos experimentos (com concentração *background* corrigida) nos trechos (A) T1 e (B) T2 do riacho Santa Maria do Leme.

Diversos estudos têm demonstrado os principais fatores que influenciam na retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} em riachos tropicais. Gücker e Boëchat (2004), por exemplo, observaram que a morfologia do canal é um dos principais controladores da retenção de NH_4^+ em tais ambientes. Os autores inferiram que riachos com menor velocidade da água e maior complexidade do canal apresentam maiores U_{amb} do que riachos com maior



velocidade, retilíneos e canalizados. De fato, nos resultados preliminares obtidos nesse trabalho, a U_{amb} de NH_4^+ foi 622% maior no trecho com maior complexidade do canal e menor velocidade (T1) (Tabela 3). Por sua vez, Finkler et al. (2018) obtiveram que o pH é potencialmente relevante para a retenção de PO_4^{3-} . Os pesquisadores encontraram que os riachos mais retentivos apresentaram menor média de pH (4,70) (menos retentivos: 6,10). Os valores de pH nos dois trechos do riacho Santa Maria do Leme foram próximos (Tabela 3). A velocidade e a temperatura da água também podem influenciar significativamente os mecanismos de retenção de P em riachos, pois controlam o contato entre o nutriente e a comunidade bentônica e as atividades microbiológicas, respectivamente (ANGELO; WEBSTER; BENFIELD, 1991). Por fim, os fatores bióticos podem ser importantes na retenção de formas fosfatadas, por meio da entrada de matéria orgânica no sistema (e.g., folhas e galhos de árvores). Tank et al. (2000) e Valett et al. (2002) relataram o aumento da biomassa em cursos de água em períodos de acúmulo de matéria orgânica (MO) (e.g., no outono [queda de folhas] e no aumento das vazões [maior arraste de galhos e plantas]). Nessas condições, são comumente observadas menores S_{w-amb} e maiores V_{f-amb} e U_{amb} . Substratos com parcelas significativas de MO aumentam a complexidade do canal e, provavelmente, a densidade de organismos (GRIMM et al., 2005).

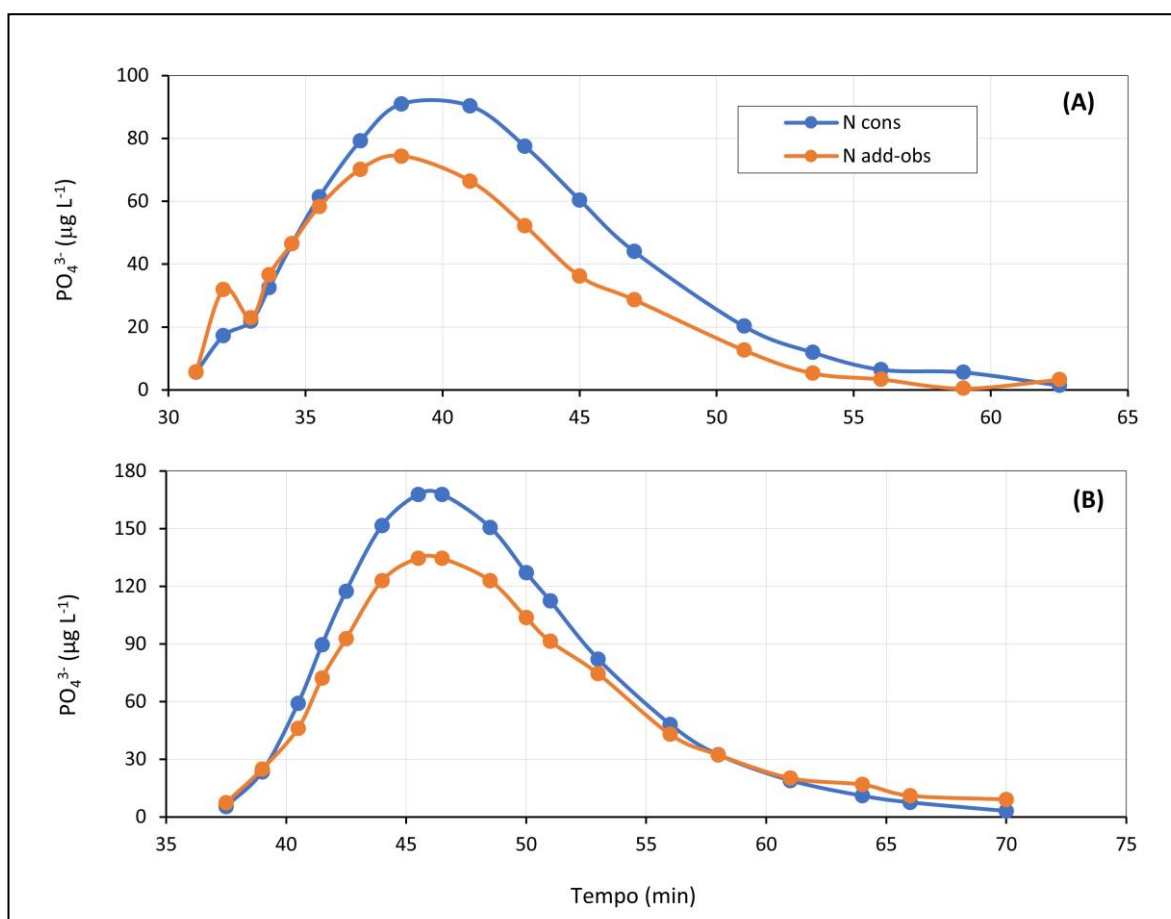


Figura 3: Curvas das concentrações de PO_4^{3-} esperadas nas amostras coletadas se o nutriente adicionado viajasse de forma conservativa (sem retenção) (N cons) e concentrações de PO_4^{3-} efetivamente observadas (N add-obs) ao longo dos experimentos (com concentração *background* corrigida) nos trechos (A) T1 e (B) T2 no riacho Santa Maria do Leme.

CONCLUSÕES

Os resultados preliminares obtidos nos dois trechos do riacho sob diferentes tipologias de impactos antropogênicos indicaram que por mais que riachos urbanos com vegetação ripária degradada e aporte de esgotos domésticos e águas pluviais possam manter alguma capacidade de retenção de NH_4^+ e PO_4^{3-} , aqueles mais preservados terão mais. O trecho de menor impacto antropogênico apresentou menores S_{w-amb} e maiores



V_{f-amb} e U_{amb} para ambos os nutrientes avaliados. Além disso, trechos contíguos podem ter grande variabilidade e essa heterogeneidade espacial deve ser considerada em estudos de rios e riachos urbanos, assim como nos seus monitoramentos, de modo a auxiliar e melhorar a gestão das águas urbanas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALLEN, G.H., PAVELSKY, T.M. *Global extent of rivers and streams. Science*, v. 361, n. 6402, p. 585–588, 2018.
2. ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., LEONARDO, J., GONÇALVES, M., SPAROVEK, G. *Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
3. ANGELO, A.D.J.D., WEBSTER, J.R., BENFIELD, E.F. *Mechanisms of stream phosphorus retention: an experimental study. Journal of the North American Benthological Society*, v. 10, n. 3, p. 225-237, 1991.
4. APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington: American Water Works Association, 2017.
5. BEGA, J.M.M., OLIVEIRA, J.N., ALBERTIN, L.L., ISIQUE, W.D. *Uso da cafeína como indicador de poluição por esgoto doméstico em corpos d'água urbanos. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, n. 2, p. 381-388, 2021.
6. BERNAL, S., LUPON, A., WOLLHEIM, W.M., SABATER, F., POBLADOR, S., MARTÍ, E. *Supply, demand, and in-stream retention of dissolved organic carbon and nitrate during storms in mediterranean forested headwater streams. Frontiers in Environmental Science*, v. 7, n. May, p. 60, 2019. DOI: 10.3389/FENVS.2019.00060/BIBTEX.
7. BOUWMAN, A.F., BIERKENS, M.F.P., GRIFFIOEN, J., HEFTING, M.M., MIDDELBURG, J.J., MIDDELKOOP, H., SLOMP, C.P. *Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: Towards integration of ecological and biogeochemical models. Biogeosciences*, v. 10, n. 1, p. 1–23, 2013.
8. COVINO, T.P., MCGLYNN, B.L., MCNAMARA, R.A. *Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. Limnology and Oceanography: Methods*, v. 8, n. 9, p. 484–498, 2010.
9. CUNHA, D.G.F., DODDS, W.K., CALIJURI, M.C. *Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): A comparison between reference and impacted sites. Environmental Management*, v. 48, n. 5, p. 945–956, 2011.
10. CUNHA, D.G.F., FINKLER, N.R., CALIJURI, M.C., COVINO, T.P., TROMBONI, F., DODDS, W.K. *Nutrient uptake in a simplified stream channel: Experimental manipulation of hydraulic residence time and transient storage. Ecohydrology*, v. 11, n. 7, 2018.
11. CUNHA, D.G.F., SALTARELLI, W.A., BEGA, J.M.M., FINKLER, N.R., FERREIRA, M.S., FURLEY, T.H., VON SCHILLER, D., DODDS, W.K. *Assessing Restoration of Ecosystem Functioning in Brazilian Subtropical and Tropical Streams. Limnology and Oceanography Bulletin*, 2022.
12. DEMARS, B.O.L. *Whole-stream phosphorus cycling: Testing methods to assess the effect of saturation of sorption capacity on nutrient uptake length measurements. Water Research*, v. 24, n. 10-11, p. 2507-2516, 2008.
13. DODDS, W.K. et al. *N uptake as a function of concentration in streams. Journal of the North American Benthological Society*, v. 21, n. 2, p. 206–220, 2002.



14. DODDS, W.K., PERKIN, J.S., GERKEN, J.E. *Human impact on fresh-water ecosystem services: A global perspective. Environmental Science and Technology*, v. 47, n. 16, p. 9061–9068, 2013.
15. ENSIGN, S.H., DOYLE, M.W. *Nutrient spiraling in streams and river networks. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 111, n. G4, p. 4009, 2006.
16. FAVA, M.C., ABE, N., RESTREPO-ESTRADA, C., KIMURA, B.Y.L., MENDIONDO, E.M. *Flood modelling using synthesised citizen science urban streamflow observations. Journal of Flood Risk Management*, v. 12, n. S2, p. e12498, 2019.
17. FINKLER, N.R., TROMBONI, F., BOËCHAT, I.G., GÜCKER, B., CUNHA, D.G.F. Nitrogen and phosphorus uptake dynamics in tropical Cerrado woodland streams. *Water*, v. 10, n. 8, 2018.
18. GONÇALVES, E.S., RODRIGUES, S.V., SILVA-FILHO, E.V. *The use of caffeine as a chemical marker of domestic wastewater contamination in surface waters: seasonal and spatial variations in Teresópolis, Brazil. Ambiente & Água*, v. 12, n. 2, p. 192-202, 2017.
19. GONZÁLEZ, E., FELIPE-LUCIA, M.R., BOURGEOIS, B., BOZ, B., NILSSON, C., PALMER, G., SHER, A.A. *Integrative conservation of riparian zones. Biological Conservation*, v. 211, p. 20–29, 2017.
20. GRIMM, N.B., SHEIBLEY, R.W., CRENSHAW, C.L., DAHM, C.N., ROACH, W.J., ZEGLIN, L.H. *N retention and transformation in urban streams. Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, p. 626–642, 2005.
21. GRIMM, N.B., FAETH, S.H., GOLUBIEWSKI, N.E., REDMAN, C.L., WU, J., BAI, X., BRIGGS, J.M. *Global change and the ecology of cities. Science*, v. 319, p. 756–760, 2008.
22. GÜCKER, B., BOËCHAT, I.G. *Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters. Ecology*, v. 85, n. 10, p. 2818–2827, 2004.
23. GÜCKER, B., BRAUNS, M., PUSCH, M.T. *Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 2, p. 313–329, 2006.
24. IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Informações estatísticas. Panorama da cidade de São Carlos. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-carlos/panorama>. Acesso: 10/05/2022.
25. JOHNSON, T.A.N.; KAUSHAL, S.S., MAYER, P.M., SMITH, R.M., SIVIRICHI, G.M. *Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis. Water*, v. 8, n. 4, 2016.
26. LEVI, P.S., MCINTYRE, P.B. *Ecosystem responses to channel restoration decline with stream size in urban river networks. Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*, v. 30, n. 5, 2020.
27. MERSEBURGER, G., MARTÍ, E., SABATER, F., ORTIZ, J.D. *Point-source effects on N and P uptake in a forested and an agricultural Mediterranean stream. The Science of the total environment*, v. 409, n. 5, p. 957–967, 2011.
28. MEYER, J.L. *The role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a head water stream ecosystem. Limnology and Oceanography*, v. 24, n. 2, p. 365-375, 1979.
29. MIZUKAWA, A., FILIPPE, T.C., PEIXOTO, L.O.M., SCIPIONI, B., LEONARDI, I.R., AZEVEDO, J.C.R. *Caffeine as a chemical tracer for contamination of urban rivers. Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 24, 2019.
30. NEWBOLD, J.D., ELWOOD, J.W., O'NEILL, R.V., WINKLE, W. *Measuring Nutrient Spiralling in Streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 38, n. 7, p. 860–863, 1981.



31. POTTER, J.D., MCDOWELL, W.H., MERRIAM, J.L., PETERSON, B.J., THOMAS, S.M. *Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape. Ecological Applications*, v. 20, n. 8, p. 2104–2115, 2010.
32. SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Mais de 50 mil casas de São Paulo jogam esgoto em córregos mesmo com rede disponível. 2017. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/50-mil-casas-sp-esgoto-corregos/>. Acesso em: 11/05/2022.
33. SALTARELLI, W.A., DODDS, W.K., TROMBONI, F., CALIJURI, M.C., NERES-LIMA, V., JORDÃO, C.E., PALHARES, J.C.P., CUNHA, D.G.F. *Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. Journal of Limnology*, v. 77, n. 3, p. 359–371, 2018.
34. SALTARELLI, W.A. Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais: efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes, 2021. Tese de doutorado em Ciências–Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2021.
35. SOUZA, A.T., CARNEIRO, L.A.T.X., SILVA JUNIOR, O.P., CARVALHO, S.L., AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P. *Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of Marrecas stream basin in Brazil. Environmental Technology*, v. 1, p. 1-10, 2020.
36. SZYMAŃSKA, M., BURANDT, P., BAŁKOWSKA, M., SOWIŃSKI, P., MROZIŃSKA, N., OBOLEWSKI, K. *Long-term effects of hydromorphological stream restoration on changes in microhabitats of Ephemera danica (Ephemeroptera) and its population. Ecological Indicators*, v. 109, p. 105810, 2020.
37. TANK, J.L. et al. *Analyses of nitrogen cycling in a forest stream during autumn using a 15-N tracer addition. Limnology and Oceanography*, v. 45, n. 5, p. 1013-1029, 2000.
38. TRISKA, F. et al. *Soluble reactive phosphorus (SRP) transport and retention in tropical, rain forest streams draining a volcanic landscape in Costa Rica: In situ SRP amendment to streams and laboratory studies. Biogeochemistry*, v. 81, n. 2, p. 145-157, 2006.
39. TSUTIYA, M.T. Coleta e transporte de esgoto sanitário. São Paulo: Escola Politécnica/USP, 2ª ed, 547 p, 2000.
40. VALETT, H.M., CRENSHAW, C.L., WAGNER, P.F. *Stream Nutrient Uptake, Forest Succession, and Biogeochemical Theory. Ecology*, v. 83, n. 10, p. 2888, 2002.
41. WALSH, C.J., ROY, A.H., FEMINELLIA, J.W., COTTINGHAM, P.T., GROFFMAN, P.M., MORGAN, R.P. *The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. The North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, 2005.
42. WEBSTER, R.J., VALETT, H.M. Solute Dynamics. In: *Methods in Stream Ecology*. 2ª ed. Elsevier, p. 169–185, 1996.
43. YEAKLEY, J.A., ERVIN, D., CHANG, H., GRANЕК, E.F., DUJON, V., SHANDAS, V., BROWN, D. *Ecosystem services of streams and rivers. River Science: Research and Management for the 21st Century*, p. 335–352, 2016.