

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

ÁLVARO GENNARI CAVALLINI

Mecanismos físicos e biológicos de retenção de nutrientes em riachos tropicais



São Carlos (SP)

2019

ÁLVARO GENNARI CAVALLINI

Mecanismos físicos e biológicos de retenção de nutrientes em riachos tropicais

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

**Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini
Fernandes Cunha**



VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos (SP)

2019

Class.	TESE
Cutt.	10.408
Tombo	T232/19
Sysno	2959109

31 40021330

27.08.19

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

G377m Gennari Cavallini, Álvaro
 Mecanismos físicos e biológicos de retenção de nutrientes em riachos tropicais / Álvaro Gennari Cavallini; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São Carlos, 2019.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2019.

1. TASSC. 2. Autodepuração. 3. Ambientes aquáticos. 4. Serviços ecossistêmicos. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **ÁLVARO GENNARI CAVALLINI**.

Título da dissertação: "Mecanismos físicos e biológicos de retenção de nutrientes em riachos tropicais".

Data da defesa: 25/07/2019.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Davi Gasparini Fernandes Cunha**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Ricardo Hideo Taniwaki**
(Universidade Federal do ABC/UFABC)

APROVADO

Profa. Dra. **Flávia Bottino**
(Universidade do Estado de Minas Gerais/UEMG)


aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendiando**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

26 08 2019


AGRADECIMENTOS

Venho agradecer primeiramente à Deus, pelo dom da vida e pela oportunidade que Ele me deu em realizar um Mestrado numa Universidade Pública reconhecida com todos os méritos e que me trouxe muitas lições para serem levadas por toda a vida.

É indispensável também o agradecimento aos meus pais, que me sustentaram durante esse tempo, mesmo com tantas dificuldades em nosso caminho, que fizeram com que a gente saísse ainda mais forte de mais uma batalha.

Em especial, dedico um agradecimento ao meu pai, que sempre procurou me dar o melhor e acreditou que eu pudesse ser capaz de realizar as coisas que eu sonhasse.

À minha namorada Gabriela Zuelli, que mesmo com tão pouco tempo de namoro, demonstrou ser uma mulher forte e que também me fez forte. Que caminha ao meu lado e me ajuda sempre a olhar para a direção certa a seguir.

Aos meus amigos da Igreja, que me deram forças nas orações e que sempre estiveram comigo, independente do meu momento na vida.

Ao Prof. Davi Gasparini que sempre se mostrou disponível em todos os sentidos para ajudar e auxiliar no que fosse preciso, sendo paciente e compreensivo, preocupado com a minha vida e com o melhor que eu poderia dar não só no Mestrado, mas também na continuidade da caminhada.

Aos meus amigos de laboratório, que sempre me ajudaram não só nas coletas, mas também na minha formação enquanto profissional e também enquanto pessoa, zelando por mim e me impulsionando a ser melhor todos os dias!!

Palavras não são suficientes para expressar a gratidão do meu coração, pois realmente cada um teve seu papel fundamental em cada passo que dei durante esses 2 anos.

RESUMO

CAVALLINI, Álvaro Gennari. **Mecanismos físicos e biológicos de retenção de nutrientes em riachos tropicais**. 2019. 75 f. Dissertação (mestrado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

Os seres humanos obtêm dos ecossistemas naturais benefícios diretos e indiretos, conhecidos como serviços ecossistêmicos. A retenção de nutrientes por ambientes aquáticos é uma das principais funções ecossistêmicas dos corpos hídricos e ocorre por mecanismos físicos e biológicos de autodepuração. Muitos estudos sobre retenção de nutrientes em corpos hídricos foram desenvolvidos em ambientes de clima temperado. No entanto, ambientes de clima tropical ainda carecem de pesquisas dedicadas à avaliação das ações antropogênicas que vêm afetando esse processo. O objetivo principal dessa pesquisa foi estimar as taxas de retenção de nitrato, amônio e fosfato em cinco trechos de quatro riachos caracterizados por diferentes condições ambientais, com vistas a avaliar sua capacidade autodepurativa em relação aos nutrientes durante o período de fevereiro a setembro de 2017. Por meio do uso de metodologias recentes e pouco aplicadas em ambientes de clima tropical (TASCC – *Trace Addition for Spiraling Curve Characterization*), foram realizados pulsos de nutrientes para quantificar e modelar as métricas de retenção (distância, taxa e velocidade de retenção ambientais) e suas parcelas física e biológica. Com relação a essas métricas, foram encontradas diferenças espaciais significativas entre os riachos analisados, mas não foram observadas diferenças temporais entre as coletas. Com relação ao fosfato, os riachos apresentaram distâncias de retenção entre 50-337 m, com taxas entre 8-191 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e velocidades entre 0,4-12,4 mm min^{-1} . O nitrato apresentou distâncias entre 107-1653 m, com taxas entre 163-3149 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e velocidades entre 0,2-4,3 mm min^{-1} . Por último, com relação ao amônio, os riachos apresentaram distâncias de retenção entre 18-360 m, com taxas entre 1-281 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e velocidades entre 0,5-38,1 mm min^{-1} . Todos os riachos tiveram maiores retenções atribuídas a processos físicos em detrimento dos biológicos. Concluiu-se que alguns dos riachos analisados, especialmente os mais preservados, desempenharam um papel relevante na retenção dos nutrientes, sendo caracterizados como estratégicos em relação a esse serviço ambiental.

Palavras-chave: Impactos antropogênicos; autodepuração; TASCC; ambientes aquáticos; serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

CAVALLINI, Álvaro Gennari. **Physical and biological mechanisms of nutrient retention in tropical streams**. 2019. 75 f. Dissertation (master's degree) - Department of Hydraulics and Sanitation, São Carlos Engineering School, University of São Paulo, São Carlos, 2019.

Human beings derive direct and indirect benefits from natural ecosystems, known as ecosystem services. Nutrient retention by aquatic environments is one of the main ecosystem functions of water bodies and occurs through physical and biological mechanisms of self-depuration. Many studies on nutrient retention in water bodies have been developed in temperate aquatic systems. However, tropical climate environments still lack research dedicated to the evaluation of anthropogenic actions that have been affecting this process. The main objective of this research was to estimate the retention rates of nitrate, ammonium and phosphate in five reaches of four streams characterized by different environmental conditions, in order to assess their self-depuration capacity in relation to nutrients during the period from February to September 2017. Through the use of recent and still not largely applied methodologies in tropical water bodies (TASCC - Trace Addition for Spiraling Curve Characterization), nutrient pulses were performed to quantify and model the retention metrics (retention length, rate and velocity) and their physical and biological parcels. With respect to these metrics, significant spatial differences were found among the analyzed streams, but no temporal differences were observed across the sampling periods. Regarding phosphate, the streams presented retention uptake lengths between 50-337 m, with rates between 8-191 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ and velocities between 0.4-12.4 mm min^{-1} . Nitrate had lengths between 107-1653 m, with rates between 163-3149 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ and velocities between 0.2-4.3 mm min^{-1} . Finally, in relation to ammonium, the streams presented retention lengths between 18-360 m, with rates between 1-281 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ and velocities between 0.5-38.1 mm min^{-1} . All streams had higher retentions attributed to physical processes in comparison to biological processes. It was concluded that some of the streams analyzed, especially the most preserved, play a relevant role in nutrient retention, being characterized as strategic in relation to this environmental service.

Keywords: Anthropogenic impacts; self-depuration; TASCC; aquatic environments; ecosystem services.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação conceitual da Teoria do Contínuo Fluvial com a representação das três zonas geomorfológicas. MO: matéria orgânica.....	22
Figura 2 - Fluxograma referente às alterações nos ciclos biogeoquímicos do nitrogênio, fósforo e da água e suas consequências para o ecossistema.....	24
Figura 3 – Esquema do ciclo biogeoquímico do nitrogênio, contendo as principais rotas entre os diferentes compartimentos. As setas vermelhas se caracterizam pelos fluxos causados pelo homem. As unidades são equivalentes a milhões de toneladas de N por ano.....	25
Figura 4 - Esquema do ciclo biogeoquímico do nitrogênio, contendo as principais rotas entre os diferentes compartimentos. As setas vermelhas se caracterizam pelos fluxos causados pelo homem. As unidades são equivalentes a milhões de toneladas de P por ano.....	27
Figura 5 - Esquema de um modelo conceitual da espiral de nutrientes em um corpo hídrico natural de montante à jusante.....	28
Figura 6 – Dados climatológicos do município de São Carlos (SP) durante o período de janeiro de 2018 a dezembro de 2018 para a precipitação total mensal (mm) e temperatura média do ar.....	41
Figura 7 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção de nutrientes Sw_{amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) e Vf_{amb} ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$) para PO_4 , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018 nos riachos estudados.....	45
Figura 8 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção de nutrientes Sw_{amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) e Vf_{amb} ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$) para NO_3 , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018 nos riachos estudados.....	47
Figura 9 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção de nutrientes Sw_{amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) e Vf_{amb} ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$) para NH_4 , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018 nos riachos estudados.....	48

Figura 10 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção física e biológica para PO ₄ , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018.....	50
Figura 11 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção física e biológica para NO ₃ , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018.....	51
Figura 12 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção física e biológica para NH ₄ , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Informações sobre coleta, incluindo nome do riacho local, coordenadas geográficas, características principais e foto do trecho a ser analisado.....	33
Tabela 2 – Variáveis de qualidade da água que foram mensuradas ou quantificadas em cada trecho dos riachos estudados, além de seus respectivos métodos, referências e equipamentos.....	35
Tabela 3 - Variáveis utilizadas para os cálculos e construção do modelo TASCC para estimativa dos parâmetros cinéticos da retenção de nutrientes.....	38
Tabela 4 - Equações que serão utilizadas na construção do modelo e estimativa dos parâmetros cinéticos da retenção de nutrientes.....	38
Tabela 5 - Variáveis utilizadas para os cálculos da retenção física e biológica.....	39
Tabela 6 - Equações que serão utilizadas na determinação dos mecanismos de retenção física e biológica de nutrientes.....	39
Tabela 7 – Resultados da vazão ($L.s^{-1}$) dos riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018.....	42
Tabela 8 – Variação da cobertura vegetal nos riachos analisados (%).....	42
Tabela 9 – Resultado de medições in situ utilizando sonda multiparamétrica nos riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018.....	43
Tabela 10 – Resultado das concentrações iniciais (backgrounds) de PO_4 , NO_3 e NH_4 em $\mu g.L^{-1}$ dos riachos analisados durante todo o período de fevereiro de 2018 a setembro de 2018.....	44
Tabela 11 – Resultados do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para diferenças espaciais (riachos) e temporais (coletas) entre os parâmetros da retenção de nutrientes para todos os riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018. O	

nível de significância do teste é 95%.....	52
Tabela 12 – coeficientes de correlação de Spearman entre distâncias de retenção (Sw_{amb}), taxas de retenção (U_{amb}), velocidades de retenção (Vf_{amb}), concentrações de nutrientes e variáveis físico-químicas dos riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018. Todas as razões são ln-transformadas. Os valores destacados apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$).....	54
Tabela 13 – Resultados da aplicação de regressão linear múltipla entre as métricas ambientais de retenção e as variáveis físico-químicas de cada trecho analisado. Todos os valores utilizados na análise foram ln-transformados em $\ln(x+1)$	56
Tabela 14 – Compilação de resultados de métricas da retenção do PO_4 em diferentes usos do solo e regiões. ENT: ecossistema natural; EMD: ecossistema modificado; urb: área urbanas e agr: área agrícolas.....	58
Tabela 15 – Compilação de resultados de métricas da retenção do NO_3 em diferentes usos do solo e regiões. ENT: ecossistema natural; EMD: ecossistema modificado; urb: área urbana.....	59
Tabela 16 – Compilação de resultados de métricas da retenção do NH_4 em diferentes usos do solo e regiões. ENT: ecossistema natural; EMD: ecossistema modificado; urb: área urbana.....	60

LISTA DE ABREVIATURAS

C	Carbono
CE	Condutividade elétrica
CV	Cobertura vegetal
DIN	Nitrogênio dissolvido inorgânico
H	Profundidade
MO	Matéria orgânica
N	Nitrogênio
NaCl	Cloreto de sódio
NH ₄	Amônio
NH ₄ Cl	Cloreto de amônio
NO ₃	Nitrato
NO	Óxido nítrico
HNO ₃	Ácido nítrico
NaNO ₃	Nitrato de sódio
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
PO ₄	Fosfato
PH ₃	Gás fosfina
K ₂ HPO ₄	Fosfato de potássio dibásico anidro
PT	Fósforo total
Q	Vazão
SRP	Fósforo solúvel reativo
Swamb	Distância ambiental da retenção
T	Temperatura
Uamb	Taxa ambiental da retenção
v	Velocidade da água
Vfamb	Velocidade ambiental da retenção
w	Largura do canal

Sumário

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	20
3. REVISÃO DA LITERATURA	21
3.1 Aporte de nutrientes aos ambientes aquáticos	21
3.2 Ciclos Biogeoquímicos	23
3.2.1 Ciclo do Nitrogênio	24
3.2.2 Ciclo do Fósforo	26
3.3 Espiral de nutrientes em ambientes lóticos	27
3.4 Mecanismos da retenção de nutrientes	29
4. MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1 Área de estudo e plano de amostragem	33
4.2 Variáveis climatológicas	34
4.3 Análises das variáveis de qualidade da água	34
4.4 Caracterização geral da mata ciliar	35
4.4 Variáveis hidrológicas	36
4.5 Modelagem das taxas de retenção de nutrientes	36
4.5.1 Procedimentos em campo	37
4.5.2 Formulação matemática	37
4.6 Forma de análise dos resultados	39
5 RESULTADOS	41
5.1 Variáveis climatológicas	41
5.2 Variáveis hidrológicas	41
5.3 Caracterização geral da mata ciliar	42
5.4 Variáveis da qualidade da água	43
5.5 Métricas de retenção de nutrientes	45

5.6 Parcelas de retenção física e biológica	49
5.7 Análises estatísticas.....	52
6 DISCUSSÃO	57
6.1 Comparação das métricas de retenção dos riachos estudados com outros ambientes	57
6.2 Fatores intervenientes na retenção de nutrientes	62
6.2 Mecanismos físicos e biológicos de retenção	65
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	67
REFERÊNCIAS.....	69

1. INTRODUÇÃO

Os impactos antropogênicos nas águas doces são globais e incluem alterações como poluição, mudanças na disponibilidade hídrica, extinção e invasões de espécies, além das mudanças climáticas. Uma maneira de caracterizar os impactos globais sobre as águas doces é colocá-los no contexto dos serviços ecossistêmicos, que são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas (DODDS; PERKIN; GERKEN, 2013). Por meio das fontes pontuais e difusas de poluição, tem ocorrido o enriquecimento de nutrientes em corpos hídricos pelo lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais (TYSMANS et al., 2013). Além disso, mudanças na cobertura vegetal (e.g., remoção de vegetação nativa) e alterações nas formas de uso e ocupação do solo também têm colaborado para o aumento da contribuição de fontes difusas aos cursos de água, em especial por meio dos nutrientes derivados da aplicação de fertilizantes em áreas agrícolas (RATTAN et al., 2017).

Os ciclos biogeoquímicos têm sido significativamente alterados pelas ações antrópicas, fazendo com que haja maior aporte de nutrientes essenciais como nitrogênio, fósforo para os ambientes aquáticos e um desbalanceamento nos estoques e fluxos desses elementos (TYSMANS et al., 2013). Segundo Seitzinger et al. (2010), nas últimas décadas as parcelas de nitrogênio e fósforo biologicamente disponíveis na biosfera dobraram, podendo levar ao processo de eutrofização decorrente do enriquecimento excessivo de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. A eutrofização pode ocasionar um crescimento exacerbado de macrófitas, proliferação de algas e cianobactérias, além de mudanças na composição da fauna e flora, afetando toda a biodiversidade.

Os cursos de água presentes em uma bacia hidrográfica são importantes agentes de transporte e transformação de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, caracterizando o conceito da espiral de nutrientes (WEBSTER, 1975). O transporte e a retenção de tais nutrientes dependem de fatores como o uso do solo, características da geomorfológicas da bacia (i.e., da área de drenagem), além de fatores hidrológicos (e.g., períodos chuvosos e de estiagem). A espiral de nutrientes também pode apresentar variações temporais decorrente da influência das estações do ano e dos diferentes níveis de precipitação e de temperatura (FEIJOÓ; GIORGI; FERREIRO, 2011). A retenção de nitrogênio e fósforo se associa diretamente com a capacidade de autodepuração de

cargas poluidoras e é considerada um serviço ecossistêmico importante desempenhado pelos ambientes aquáticos.

Processos físico-químicos (adsorção) e biológicos (assimilação biológica) podem influenciar o desempenho dos ambientes lóticos na retenção dos nutrientes. Esses processos resultam na remoção ou armazenamento de nutrientes, em escala temporal, a curto ou longo prazo, fazendo com que haja uma mudança em suas concentrações na água e, conseqüentemente, em sua biodisponibilidade (HESSE et al., 2013). A absorção de nutrientes é influenciada diretamente por fatores bioquímicos e geomorfológicos. Os fatores bioquímicos se referem aos processos desempenhados por bactérias, fungos, algas, macrófitas e outros organismos que assimilam os nutrientes. A presença de algas perifíticas, por exemplo, pode aumentar a retenção de nutrientes por meio da incorporação dos mesmos em sua biomassa (FEIJOÓ; GIORGI; FERREIRO, 2011). Os fatores geomorfológicos se relacionam às dimensões do canal (largura e profundidade) e ao armazenamento transitório determinado pelo tempo de residência da água, fatores esses que influenciam diretamente no contato dos nutrientes dissolvidos com os substratos bioquimicamente ativos (GALLOWAY et al., 2008). Em tais substratos, também podem ocorrer reações de óxido-redução ou de adsorção, por exemplo, que contribuem para a ciclagem dos nutrientes.

Rios e riachos alterados pela ação antrópica, como cursos de água retificados, canalizados e receptores de águas residuárias, comuns em áreas urbanas, normalmente não desempenham um papel relevante para a autodepuração. Além da possível saturação de nutrientes oriunda das excessivas cargas poluidoras, os substratos artificiais (e.g., concreto) e o menor tempo de residência da água podem diminuir a eficiência de retenção de nutrientes (TUTTLE et al., 2014). Medidas estruturais como redução das velocidades do escoamento superficial e não estruturais como recomposição da mata ciliar podem contribuir para a diminuição do transporte de sedimentos, nitrogênio e fósforo, garantindo um papel mais efetivo na transformação e ciclagem desses materiais (FOWLER et al., 2013).

Muitos estudos sobre remoção de nutrientes em corpos hídricos foram desenvolvidos em ambientes de clima temperado, no entanto, em sistemas aquáticos de clima tropical, os estressores aos riachos são diferentes (TANIWAKI et al., 2017), além de fatores que podem influenciar a espiral de nutrientes de maneira diferenciada, como o clima, vegetação, uso do solo e ações antropogênicas. Portanto, em ambientes tropicais, esperam-se diferentes eficiências de retenção dos nutrientes, e ainda pouco se

sabe a respeito da magnitude da influência humana sobre esse serviço ecossistêmico nessas regiões. A presente pesquisa buscou contribuir para o preenchimento dessa lacuna, de modo a produzir informações sobre o funcionamento de riachos tropicais e, assim, oferecer potenciais subsídios para a recuperação ambiental de tais ambientes.

2. OBJETIVOS

A presente pesquisa teve como objetivo principal estimar a retenção de fósforo e nitrogênio por riachos tropicais como forma de contribuir para a avaliação da capacidade autodepurativa desses ambientes em relação ao aporte de nutrientes. Para isso, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Discriminar a parcela da retenção devida a mecanismos físicos (e.g., sedimentação, adsorção) e aquela atribuída à atividade biológica (e.g., assimilação por microrganismos), de maneira a compreender possíveis variações na importância relativa desses processos em função dos impactos a que os riachos estão submetidos.

- Investigar as variações sazonais da remoção de fósforo e nitrogênio por meio de coletas e experimentos ao longo do ano;

- Comparar as métricas de retenção de nutrientes (distância, velocidade e taxa de retenção) em ambientes preservados (i.e., de referência) e naqueles influenciados por áreas urbanas e agrícolas;

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Aporte de nutrientes aos ambientes aquáticos

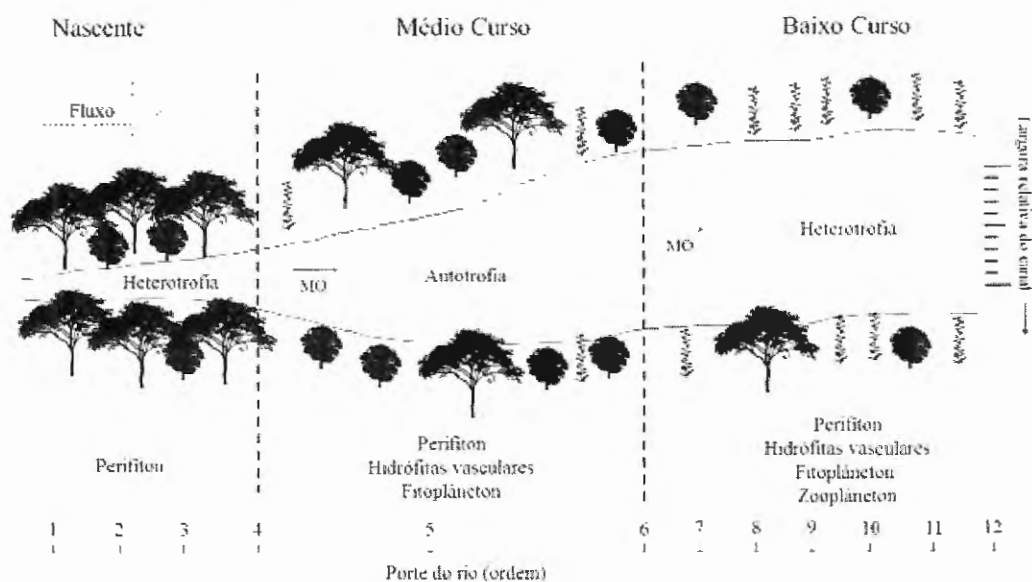
Em todo mundo, cerca de 2,1 km³ de água doce estão armazenados em rios, lagos naturais e reservatórios, correspondendo a 0,7% do total de recursos de água doce. O Brasil é um dos países que possuem a maior disponibilidade de água doce do mundo. Porém, os recursos hídricos estão distribuídos de forma desigual no território, espacial e sazonalmente (ANA, 2017).

À medida que a expansão agrícola e urbana impôs mudanças significativas nas formas de uso e ocupação do solo em escala global e regional, a quantidade excessiva de nutrientes, sobretudo nitrogênio (N) e fósforo (P), transportados para rios, lagos e reservatórios aumentou significativamente. As ações antrópicas vêm contribuindo para que cada vez mais haja o aporte excessivo de nitrogênio e fósforo a ecossistemas aquáticos, podendo causar eutrofização, baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido, diminuição da diversidade de espécies, entre outros impactos (GALLOWAY et al., 2008; RATTAN et al., 2017).

Os nutrientes N e P são essenciais para a manutenção da vida nos ecossistemas, entretanto os seus ciclos biogeoquímicos têm sido perturbados pelas ações antrópicas ao longo do tempo. Quando esses elementos são encontrados em concentrações elevadas nos corpos hídricos, seu enriquecimento pode ocasionar mudanças drásticas no ecossistema aquático (FOWLER et al., 2013; SCHOLZ et al., 2014). Segundo Dodds et al. (1998), os corpos de água lóticos requerem concentrações relativamente elevadas de nitrogênio e fósforo para que as condições eutróficas ocorram. Isso ocorre pois, devido ao fluxo contínuo de água, o tempo de contato do nutriente com o meio é menor se comparado aos corpos de água lênticos.

De acordo com a teoria do Contínuo Fluvial (Vannote et al. 1980), os sistemas lóticos (principalmente os preservados), possuem um gradiente de condições da nascente até a foz. Ao longo do trecho, ocorrem diversas mudanças em diferentes níveis que impactam suas comunidades biológicas à jusante, que vão se estruturando de maneira a reduzir as perdas e maximizar a eficiência na utilização dos recursos que não foram utilizados a montante. Esse conceito propõe o reconhecimento de três zonas geomorfológicas ao longo do eixo horizontal do ambiente aquático (Figura 1).

Figura 1 - Representação conceitual da Teoria do Contínuo Fluvial com a representação das três zonas geomorfológicas. MO: matéria orgânica.



Fonte: Adaptado de Vannote et al. (1980).

Nas nascentes, os cursos de água possuem menor porte e zonas cujo sombreamento é tão significativo a ponto de inibir a produção primária, apresentando metabolismo heterotrófico. Também se caracterizam pela dependência do fluxo de materiais orgânicos (folhas e galhos de árvores). Cascalhos e materiais grosseiros caracterizam o substrato predominante nessa região. O médio curso tem a contribuição de rios de ordem superior. Nessa região, observa-se produção primária por macrófitas e algas, sendo geralmente a produção maior que a respiração. Também se caracteriza pela transferência de materiais e sedimentação de partículas. O baixo curso, finalmente, é composto por rios de ordem maiores que seis e a água já se apresenta com maior turbidez por conta da grande carga de sedimentos provenientes do trecho à montante. Nesse caso, é comum a predominância de heterotrofia (VANNOTE et al., 1980).

A teoria de Vannote et al. (1980) tem sido atualizada e complementada para incluir a interferência humana sobre o gradiente esperado de condições nos ambientes aquáticos e a importância do bioma onde os cursos de água estão inseridos. Recentemente, foi proposta a teoria do Gradiente Fluvial entre Biomas (*"The Stream Biome Gradient Concept"*, Dodds et al. 2015), que destacou que as funções ecossistêmicas dos ambientes aquáticos são influenciadas, em parte, pelo bioma onde tais ambientes estão localizados.

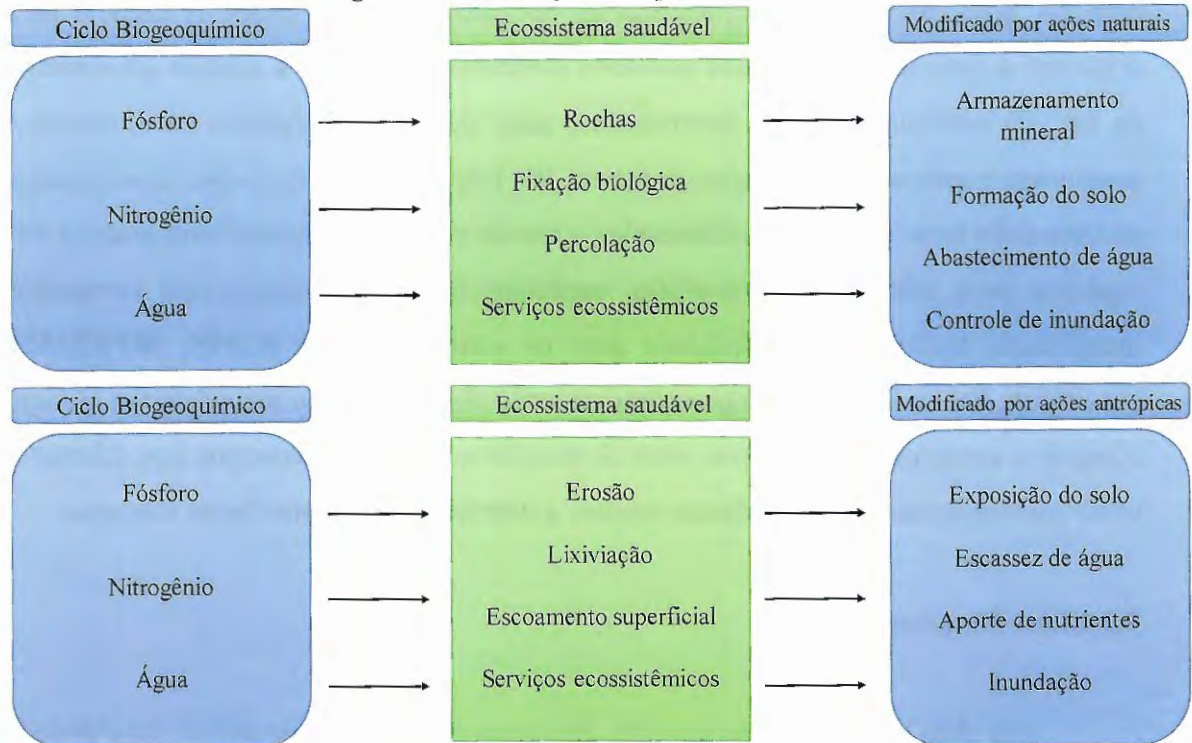
Em qualquer ecossistema, a ciclagem da matéria envolve as transformações de carbono, nitrogênio e fósforo, podendo ser dividida em quatro fases: I) mineral para orgânica: a fotossíntese realizada por seres autótrofos incorpora a energia proveniente da luz; II) autótrofos para os heterótrofos: parte da matéria orgânica na biomassa é consumida e assimilada pelos consumidores; III) heterótrofos para os decompositores: a matéria sofre uma série de transformações, gerando compostos menos complexos; e IV) orgânica para mineral: os compostos orgânicos são transformados em compostos inorgânicos, tendo biodisponibilidade para os seres autótrofos (CAIN; BOWMAN; HACKER, 2011). Os ciclos biogeoquímicos serão abordados com mais detalhes no item a seguir e compreendem diversas rotas de transformação dos elementos nos diferentes compartimentos ambientais, estando sujeitos a interferência das atividades humanas.

3.2 Ciclos Biogeoquímicos

Um ciclo biogeoquímico engloba diferentes rotas de movimento de determinado elemento químico ao longo de diferentes compartimentos do planeta (atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera).

Como pode ser observado na Figura 2, a alteração nos ciclos biogeoquímicos tem trazido diversas consequências para as funções ecossistêmicas, e as intervenções humanas têm alterado significativamente toda a ciclagem dos elementos. Em síntese, a velocidade dos processos que fazem parte dos ciclos biogeoquímicos pode ser influenciada pela natureza do elemento químico, taxa de crescimento dos seres vivos, taxas de decomposição e a ação antrópica (AHLSTRÖM; CORNELL, 2018). Dessa forma, toda a ciclagem de nutrientes também é alterada, trazendo cenários com escassez ou excesso dos mesmos nos diversos ambientes no qual se encontram disponibilizados. Por exemplo, o fósforo que se encontra armazenado nas rochas, por meio da erosão que faz com que o solo fique exposto e consequente lixiviação, faz com que esse nutriente seja disponibilizado em concentrações excessivas nos ambientes aquáticos. Também é possível observar que processos como o escoamento superficial contribuem para que haja um aporte de nutrientes que estão presentes em extensas áreas agrícolas, fazendo com que cursos d'água sejam prejudicados, por serem receptores principais dessas microbacias.

Figura 2 - Fluxograma referente às alterações nos ciclos biogeoquímicos do nitrogênio, fósforo e da água e suas consequências para o ecossistema



Fonte: Adaptado de BRAGA, 2002.

3.2.1 Ciclo do Nitrogênio

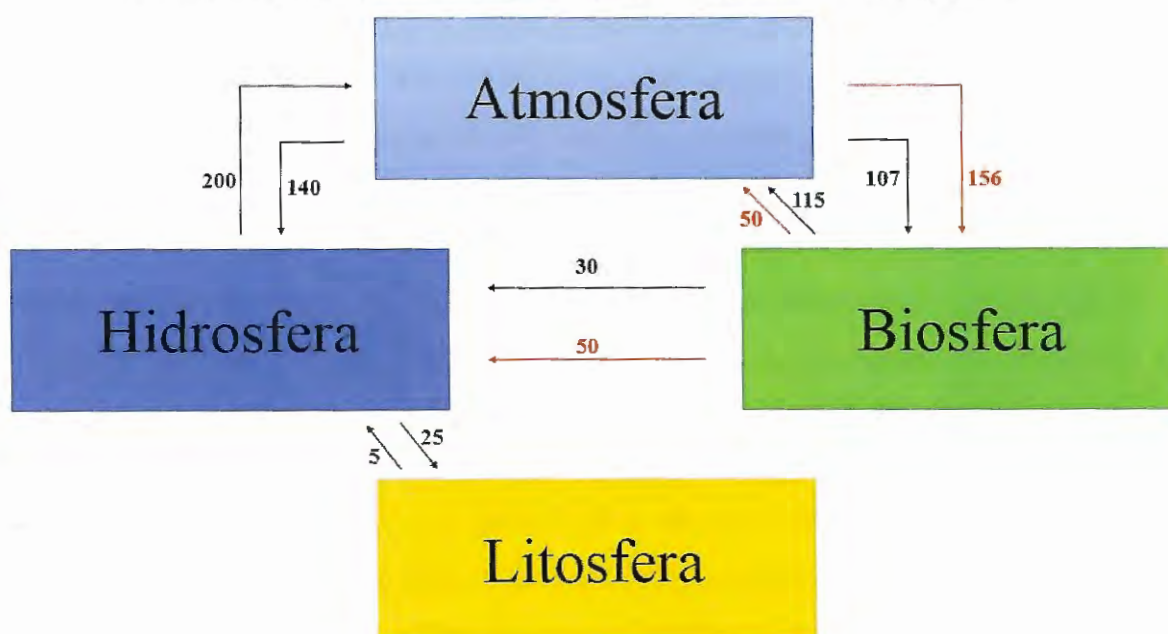
O nitrogênio é um elemento químico essencial aos seres vivos, pois constitui DNA, proteínas e enzimas essenciais para os processos metabólicos e manutenção da vida. A forma gasosa é a mais comum em que o nitrogênio se encontra na natureza (78% da composição atmosférica) e não está disponível para a maioria dos organismos. Em ecossistemas aquáticos, o N_2 pode estar presente na forma dissolvida, mas a assimilação direta dos microrganismos não é a preferencial, pois requer muita energia para que esse processo aconteça. No entanto, as cianobactérias possuem a capacidade de fixação de N_2 (DODDS; WHILES, 2010). A parcela orgânica do N está associada à presença de compostos como ureia, proteínas, aminoácidos, entre outros. Essa parcela pode ser encontrada na forma dissolvida ou particulada (SHORTAGE et al., 2013).

Os nutrientes não aproveitados pelo homem são eliminados pela urina e fezes. A composição do material solúvel e não solúvel do esgoto sanitário é extremamente rica em compostos nitrogenados. Em lugares com saneamento básico precário, o esgoto produzido correspondente à parte não tratada pelas ETE's (Estações de Tratamento de

Esgotos), tem seus compostos de nitrogênio transformados em amônio e nitrato por processos biológicos naturais (SHORTAGE et al., 2013).

Conforme observado na Figura 3, a principal ação antrópica sobre os fluxos de N (mostrada nas setas vermelhas) é a conversão de nitrogênio atmosférico não reativo para formas reativas ao meio ambiente, para ser utilizado como fertilizante e como matéria-prima industrial. As fontes naturais de nitrogênio reativo se caracterizam pela fixação biológica (GALLOWAY et al., 2013).

Figura 3 – Esquema do ciclo biogeoquímico do nitrogênio, contendo as principais rotas entre os diferentes compartimentos. As setas vermelhas se caracterizam pelos fluxos causados pelo homem. As unidades são equivalentes a milhões de toneladas de N por ano



Fonte: Adaptado de WARD, 2012.

Como o nitrogênio é um macronutriente essencial, em ambientes naturais a ciclagem deste elemento entre as várias espécies reativas garante a disponibilidade necessária para manter o equilíbrio do ecossistema. O ciclo do nitrogênio possui várias formas gasosas e íons solúveis em água, o que facilita a dispersão deste elemento no ambiente (SHORTAGE et al., 2013). A queima de combustíveis fósseis e a produção de alimentos são os principais liberadores de óxidos nitrosos e amônia no meio ambiente, que são depositados no solo ou na água, favorecendo os produtores primários como o fitoplâncton e as plantas aquáticas (AUGUÈRES; LOREAU, 2016).



O nitrogênio na forma de NO (óxido nítrico) é produzido por meio de fontes naturais (relâmpagos), mas também, e principalmente, por meio de ações antropogênicas.

Os motores de veículos, no processo da combustão que ocorre em elevadas temperaturas, oxidam o NO a NO₂ (dióxido de nitrogênio), gerando emissões para a atmosfera. Dessa forma, o NO₂ participa de reações fotoquímicas (na presença de radiação ultravioleta) que contribuem para a formação do *smog* fotoquímico, reagindo com ozônio, amônia e radicais hidroxilas, formando partículas finas de nitratos que interagem com a umidade do ar. Com isso, são produzidos aerossóis de HNO₃ (ácido nítrico), que são muito mais solúveis em água do que o NO₂ e rapidamente são removidos do ar pela água da chuva, contribuindo para a formação da deposição ácida e posterior lixiviação para os corpos hídricos (SHORTAGE et al., 2013).

Nos ambientes aquáticos, o N pode ser encontrado principalmente na forma inorgânica dissolvida, relacionado aos íons amônio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻). O nitrato, por exemplo, pode ser lixiviado para corpos hídricos, sendo assimilado por organismos autotróficos e heterotróficos em suspensão ou presentes em biofilmes. Por outro lado, a excreção e a decomposição são as principais rotas pelas quais o N é reciclado para a forma inorgânica (SHORTAGE et al., 2013).

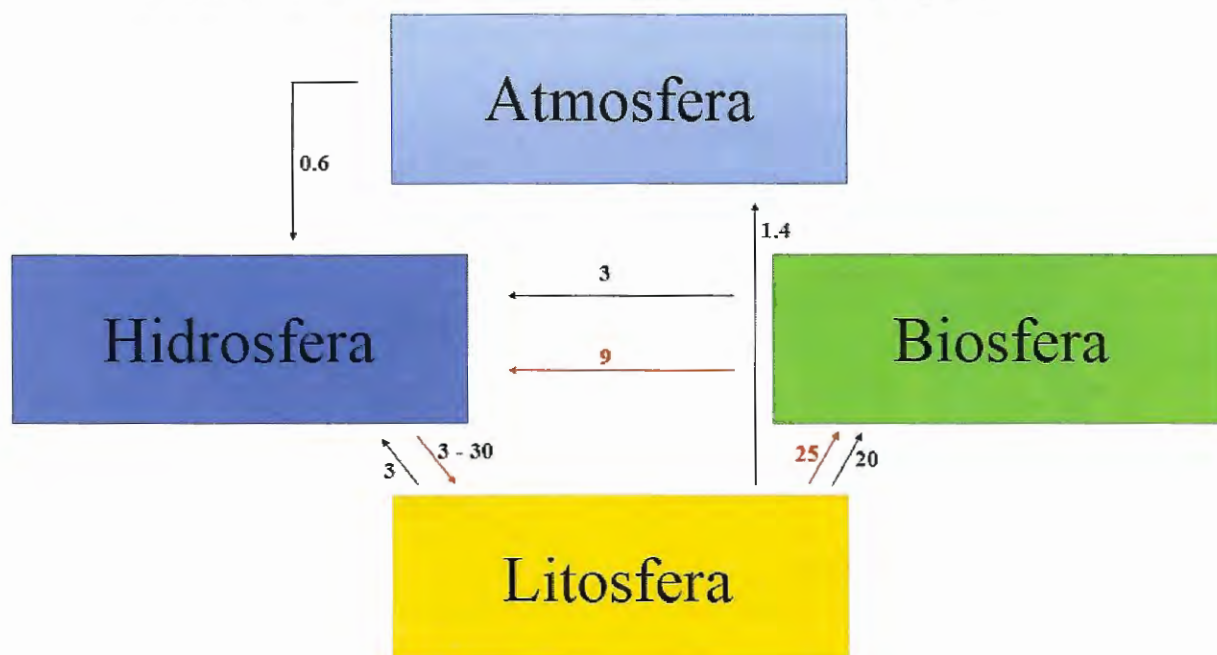
Compreender os fluxos complexos existentes na ciclagem do nitrogênio é extremamente importante, pois ele pode limitar a produção primária em diversos ambientes como: córregos, lagos, zonas úmidas, e ambientes marinhos. Por exemplo, o nitrato pode ser tóxico em determinadas concentrações e a compreensão desses fluxos presentes no ciclo do nitrogênio pode ajudar na mitigação de impactos ambientais, como a maximização da desnitrificação, por meio da qual a poluição por nitratos é atenuada e o nitrogênio retorna para a atmosfera como N₂ (POTTER et al. 2010b).

3.2.2 Ciclo do Fósforo

O fósforo é um elemento químico que participa estruturalmente de moléculas fundamentais do metabolismo celular, como fosfolipídios, coenzimas e ácidos nucleicos (ROSA; MESSIAS; AMBROZINI, 2003). Além disso, este elemento é um dos principais nutrientes limitantes em muitos corpos hídricos porque sua disponibilidade nos ecossistemas aquáticos requer uma quantidade menor para o crescimento celular (DODDS; SMITH; LOHAN, 2002).

As fontes de fósforo podem ser tanto de origem natural quanto antropogênica. Conforme indicado na Figura 4, o fósforo é transferido da litosfera para outros compartimentos por meio da erosão, mineração e também pelo uso de fertilizantes na agricultura. O compartimento litosfera é o que possui grandes reservatórios de fósforo, que são encontrados em sua maior parte nas rochas e por isso o ciclo desse elemento se caracteriza como sedimentar. O uso mais comum do fósforo é como fertilizante e por ter a capacidade de formar compostos solúveis, o fósforo é facilmente lixiviado para lagos, rios e riachos (FEIJOÓ; GIORGI; FERREIRO, 2011).

Figura 4 - Esquema do ciclo biogeoquímico do fósforo, contendo as principais rotas entre os diferentes compartimentos. As setas vermelhas se caracterizam pelos fluxos causados pelo homem. As unidades são equivalentes a milhões de toneladas de P por ano



Fonte: Adaptado de WARD, 2012.

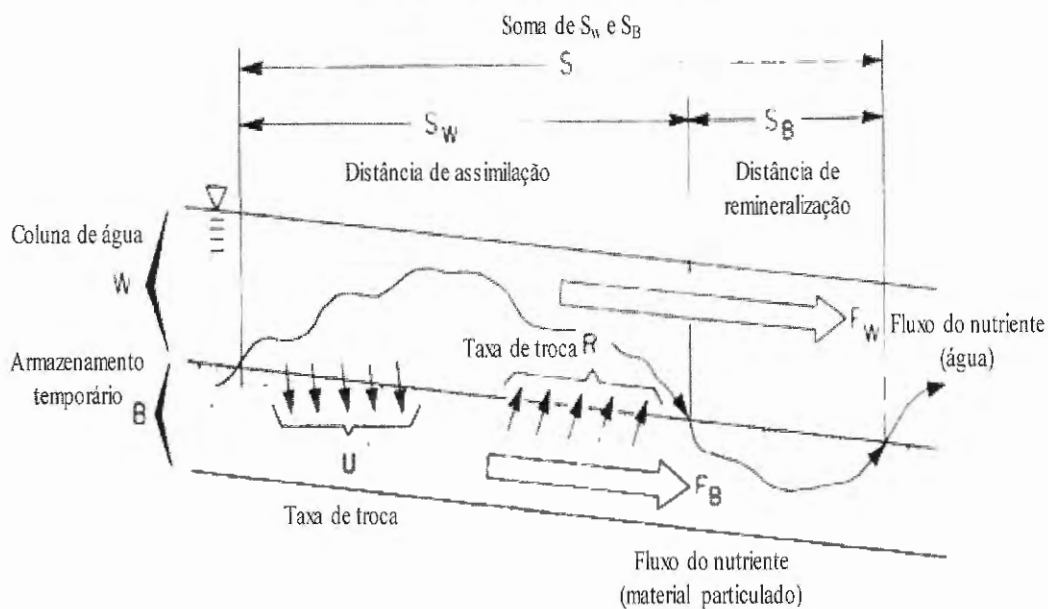
3.3 Espiral de nutrientes em ambientes lóticos

Os rios e riachos se caracterizam por um fluxo contínuo de transferência de matéria e energia de montante para jusante. Esse movimento contínuo unidirecional de elementos químicos orgânicos e inorgânicos contribui para que os mesmos sejam absorvidos, utilizados, decompostos e reutilizados ao longo do seu percurso (NEWBOLD et al., 2015). O termo espiral de nutrientes foi utilizado inicialmente por Webster (1975), que o associou com as interações que ocorrem no corpo hídrico entre a ciclagem de nutrientes e o fluxo hidrodinâmico. O nutriente dissolvido na coluna de

água é assimilado pela comunidade biológica e depois de algum tempo retido ele volta ao sistema aquático no sentido do fluxo do rio. Elwood et al. (1983) definiram o comprimento de cada espiral como a distância média percorrida por um átomo de nutriente (e.g., N ou P) durante o seu ciclo de transformações no seu movimento para jusante do corpo hídrico. Essas medições indicam desde 100 m para espirais curtas até mais de 10 km para espirais longas ao longo do trecho analisado.

Conforme observado na Figura 5, o modelo da espiral de nutrientes é dividido em dois compartimentos: a coluna de água (W) e a zona de armazenamento temporário (B).

Figura 5 - Esquema de um modelo conceitual da espiral de nutrientes em um corpo hídrico natural de montante à jusante



Fonte: Newbold et al., 1982.

A distância da espiral S consiste na soma das distâncias de assimilação S_W e remineralização S_B . F_W representa o fluxo do nutriente dissolvido na coluna, F_B o fluxo do nutriente no compartimento de material particulado. R e U representam as taxas de troca do nutriente dissolvido por unidade de área na coluna de água. A distância S_W é um dos principais indicadores dos ciclos biogeoquímicos em corpos hídricos, pois pode fornecer estimativas preliminares do processo de retenção (NEWBOLD et al., 1981).

A avaliação da espiral em corpos hídricos pode ser conduzida pela adição de nutrientes em conjunto com traçadores conservativos, como o cloreto de sódio (NaCl). Essas avaliações representam indistintamente a assimilação biológica em conjunto com a retenção física relativa ao traçador e são importantes para uma visão geral da remoção

ou exportação de nutrientes no ecossistema aquático. Porém, ainda são escassos os estudos que buscaram discriminar as parcelas de retenção devida a mecanismos físico ou biológicos (COVINO; MCGLYNN; BAKER, 2010).

O método TASC (Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization), desenvolvido por Covino, McGlynn e McNamara (2010), fornece não somente curvas de retenção, mas também permite identificar como o sistema responderia a um sucessivo incremento de concentrações de nutrientes pelas ações antropogênicas, por exemplo. A adição dos nutrientes em pulso permite identificar como o sistema responde a diferentes concentrações dos nutrientes estudados, o que possibilita inferências sobre a cinética da retenção. Além disso, uma das maiores vantagens do método TASC é que ele permite que se obtenham dados que permitem avaliar as condições de remoção que ocorrem naturalmente do nutriente, como as distâncias (S_w), taxas (U_{amb}) e velocidades (V_{famb}) de retenção.

3.4 Mecanismos da retenção de nutrientes

Os mecanismos de retenção (i.e., físico e biológicos) de nutrientes podem ser importantes fatores que indicam o estado atual de um determinado corpo hídrico e como ele tem reagido quando submetido às mudanças naturais e antrópicas, em especial, fontes pontuais e difusas de poluição. Essa característica é denominada capacidade autodepurativa e está associada ao restabelecimento do equilíbrio do meio por mecanismos naturais após passar por alguma perturbação que modifique suas condições naturais, como por exemplo, a adição de nutrientes (BOUWMAN et al., 2013).

A sedimentação possui um papel importante na remoção de nutrientes e se caracteriza como um mecanismo físico, sendo mais frequente em reservatórios, em função da sua condição lântica. No entanto, em ambientes lóticos (rios e riachos), a sedimentação também ocorre, especialmente em áreas de remanso onde a velocidade de escoamento é menor, contribuindo para a diminuição dos sólidos suspensos e da turbidez (BOUWMAN et al., 2013). Além disso, tanto o nitrogênio quanto o fósforo podem ser retidos por adsorção em partículas orgânicas e inorgânicas, mas a adsorção do P (na forma de fosfato) é mais frequente (BOWES; HOUSE; HODGKINSON, 2003).

Atualmente, existe uma lacuna em estudos referentes à retenção de fósforo em ambientes lóticos, cuja capacidade de exportação do nutriente para ambientes que estão

à jusante é superior devido a características hidrodinâmicas. Destaca-se também os rios de primeira ordem, a matéria orgânica e a disponibilidade de luz, como fatores que podem controlar o processo de retenção do SRP nos cursos de água de uma bacia hidrográfica (REDDY et al., 1999).

O N pode ser removido através da combinação de mecanismos químicos, como a nitrificação-desnitrificação, processo que estabiliza componentes inorgânicos (NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-) em produtos inertes gasosos (N_2) por meio de reações de óxido-redução (MULHOLLAND et al., 2009).

A desnitrificação, que consiste na redução do nitrato, e a assimilação biótica, são processos frequentes de transformação do N em rios e riachos. Potter et al. (2010) destacaram que a desnitrificação é um processo significativo na diminuição das concentrações de nitrogênio orgânico na água, sendo um processo que estabiliza componentes inorgânicos em produtos gasosos por meio de reações de óxido-redução.

Em geral, de 70-80% da remoção via assimilação de N em cursos de água se deve aos processos de assimilação biológica, e o restante é atribuído à nitrificação-desnitrificação (PETERSON et al., 2001). Em relação à assimilação por microrganismos, a amônia e o nitrato são removidos por meio da assimilação de organismos fotossintetizantes (e.g., algas perifíticas) e heterotróficos (e.g., bactérias e fungos). A comunidade bentônica se localiza aderida a substratos orgânicos ou inorgânicos e também contribui para o processo de retenção dos nutrientes. Normalmente, em ambientes rasos como os riachos, o teor de clorofila bentônica é utilizado como indicador dessa comunidade. Em geral, os processos metabólicos (respiração e produção primária) dependem diretamente da disponibilidade dos substratos e da energia (matéria orgânica e radiação solar), além de aspectos relacionados à hidromorfologia, que determinam os habitats disponíveis tanto para os organismos heterotróficos quanto para os organismos autotróficos (OE, 2004).

A complexidade do canal (i.e., do leito dos riachos) depende da existência de zonas de remanso, hiporreicas, barreiras laterais, meandros e estandes de macrófitas ou de plantas vasculares. As zonas de armazenamento temporário são condições espaciais transientes da água no riacho (LANCASTER; HILDREW, 1993). Tais zonas são criadas em função da recirculação do fluxo em um canal (zonas de armazenamento superficial temporário) ou pelo fluxo lento decorrente da existência de zonas hiporreicas, nas quais existe intenso contato entre a água superficial e a água subterrânea. Além disso, as características estruturais juntamente com as baixas

velocidades, podem criar condições de refúgio para inúmeras espécies aquáticas (LANCASTER; HILDREW, 1993). A complexidade do canal pode controlar o efeito e a magnitude dos mecanismos da retenção de nutrientes. A teoria da espiral de nutrientes reforça que a retenção, seja qual for a métrica ou o mecanismo, está diretamente associada às comunidades biológicas e à limitação por nutrientes e ao nível de complexidade do canal (VALLET et al., 2002; WEBSTER et al., 2003). Assim, as zonas de armazenamento temporário estimulam a interação entre os solutos e os sedimentos biogeoquimicamente ativos, por meio do tempo de residência, podendo remover contaminantes orgânicos e inorgânicos, além de outros poluentes por processo bióticos e abióticos (JACKSON et al., 2012).

Roberts, Mulholland e Houser (2007) analisaram o impacto de uma instalação militar em riachos norte-americanos de 1ª e 2ª ordem sobre a retenção de amônio. Com a instalação militar houve desmatamento, conseqüente exposição do solo e erosão de muitas áreas. Com isso, a pesquisa manipulou, experimentalmente, o tempo de residência da água em quatro dos oito riachos estudados por meio da instalação de detritos lenhosos grosseiros (e.g., troncos e galhos). As adições do traçador conservativo (NaCl) e do cloreto de amônio (NH₄Cl) nos afluentes foram realizadas antes e 1 mês após a inclusão dos detritos. Foi observado que antes da instalação, a concentração de NH₄⁺ variou de 1,8 a 19,2 µg/L. Após a instalação, houve diminuição da velocidade da água, aumento do tempo de residência, e a concentração de NH₄⁺ variou de 3,4 a 9,0 µg/L. Os autores concluíram que houve aumento da capacidade de retenção de amônio por meio da adição das barreiras, que se configuraram como medidas de restauração.

Finkler (2018) utilizou-se do TASCSC para observar a dinâmica da retenção de nitrogênio e fósforo em riachos tropicais, dentre os quais alguns se encontram presentes também nessa pesquisa, tendo como destaque a elevada capacidade retentiva dos riachos analisados, quando comparados com estudos realizados em zonas temperadas.

A separação dos processos físicos e biológicos de retenção de nutrientes para determinar a influência que os sistemas lóticos podem exercer na retenção de nutrientes sempre se mostrou desafiadora. Covino et al (2010) destacam que ambos controlam a exportação de nutrientes à jusante dos cursos d'água nas bacias hidrográficas, sendo que a retenção física se caracteriza por ser predominante, devido às interações hidrodinâmicas, mas que a retenção biológica exerce papel fundamental nas interações que o nutrientes sofrem no decorrer do trecho analisado, por ser fortemente influenciada pelas concentrações de nutrientes presentes na água.





Sendo assim, Covino et al (2010) adicionaram um traçador conservativo (NaCl) e um não-conservativo (NO_3N) de forma instantânea, para avaliação dos mecanismos de retenção (físicos e biológicos) ao longo de um trecho de 3744 m em um riacho norte-americano. A pesquisa evidenciou que do total adicionado (100%), foi retido pelo trajeto analisado, cerca de 89%, sendo que dessa porcentagem, 81% representou retenção física e 8% representou a retenção biológica. Os autores observaram que há perdas e ganhos de água no decorrer do trecho analisado por meio de interações hidrológicas e que isso têm grande influência na retenção e absorção dos nutrientes, afetando diretamente o transporte do mesmo. Foi concluído que as zonas hiporreicas tiveram papel predominante na parcela de retenção física, enquanto a retenção biológica ocorreu por meio da absorção/captação de plantas ribeirinhas nas margens do canal.


4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e plano de amostragem

Para a realização dessa pesquisa, foram estudados cinco trechos (Tabela 1) de quatro riachos de pequeno porte localizados no município de São Carlos (SP) e arredores pertencentes à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) 13 (Tietê/Jacaré). Originalmente, todos os riachos se localizam em áreas com vegetação característica de Cerrado, embora em alguns deles a vegetação tenha sido removida para ocupação urbana ou agrícola (Tabela 1).

Tabela 1 – Informações sobre coleta, incluindo nome do riacho local, coordenadas geográficas, características principais e foto do trecho a ser analisado

Riacho	Coordenadas	Trecho	Características	Distância do trecho (m)	Foto
Espraiado	21°58'46.75" S 47°52'23.11" O	ESP 1	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, curso meândrico	53	
	21°58'59.15" S 47°52'24.74" O	ESP 2	Mata ciliar removida, canal artificial e retificado, leito de alvenaria	180	
Broa	22°11'33.92" S 47°53'53.07" O	BROA	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, trecho à jusante de <i>wetland</i> natural	56	
Canchim	21°57'54.69" S 47°50'38.02" O	CAN	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, próximo à nascente, influência agropecuária	92	

Tijuco Preto	22°0'8.49" S 47°53'54.82" O	TIJ	Vegetação degradada, situado em área urbana, lançamento de resíduos e efluentes	340	
--------------	--------------------------------	-----	---	-----	---

O riacho Espreado é caracterizado por uma bacia relativamente preservada, com vegetação nativa secundária, contendo trecho natural (ESP 1) e retificado (ESP 2), sendo essa última parte do sistema de captação de água para abastecimento público em São Carlos. O riacho do Broa está localizado na divisa entre os municípios de Itirapina e Brotas, e é um tributário da Represa do Lobo, contendo trecho natural preservado. O Canchim está localizado em São Carlos, em uma bacia preservada com mata ciliar fechada, mas com influência da criação de animais e culturas agrícolas. O trecho do Tijuco Preto se localiza na área urbana de São Carlos em um trecho retificado em frente ao campus I da Universidade de São Paulo (USP), com sinais de degradação em sua vegetação, tendo influência da impermeabilização do solo e possíveis fontes pontuais de efluentes clandestinos. As amostragens foram realizadas em fevereiro, abril, julho e setembro de 2018 em cada riacho, a fim de abranger diferentes períodos sazonais e sua possível influência sobre os mecanismos de retenção de nutrientes.

4.2 Variáveis climatológicas

Para melhor caracterização da área de estudo, foram compilados dados climatológicos de temperatura do ar (média mensal, máximos e mínimos) e precipitação pluviométrica (total mensal) oriundos de um posto meteorológico do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), situado no município de São Carlos (SP).

4.3 Análises das variáveis de qualidade da água

As mensurações das variáveis da qualidade da água foram realizadas *in situ* por meio de sonda multiparâmetros (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, pH e turbidez), além da coleta de amostras de água para análises no BIOTACE (Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Para a determinação dos nutrientes

dissolvidos, as amostras foram coletadas em frascos plásticos, filtradas a vácuo com membranas GF/C de 0,45 μm e logo congeladas até o momento das análises. Por gravimetria, as membranas foram utilizadas para a determinação das concentrações dos sólidos suspensos totais (Tabela 2).

Tabela 2 – Variáveis de qualidade da água que foram mensuradas ou quantificadas em cada trecho dos riachos estudados, além de seus respectivos métodos, referências e equipamentos.

Parâmetro	Unidade	Método	Equipamento/Referência
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Potenciometria	
Oxigênio Dissolvido	% e mg L^{-1}	Potenciometria	
pH	-	Potenciometria	Sonda multiparâmetros Hanna - 9828
Condutividade Elétrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Potenciometria	
Turbidez	NTU	Potenciometria	
Sólidos Suspensos Totais	mg L^{-1}	Combustão e Gravimetria	APHA (2012)
Nitrato	mg L^{-1}	Espectrofotometria 4.500 – $\text{NO}_3\text{.B}$	Espectrofotômetro Hach®/APHA (2012)
Amônio	mg L^{-1}	Colorimetria	Espectrofotômetro Hach®/APHA (2012)
Fosfato	mg L^{-1}	Digestão e Espectrofotometria 4.500 – P.E	Espectrofotômetro Hach® / APHA (2012)

4.4 Caracterização geral da mata ciliar

A densidade da cobertura vegetal dos trechos avaliados em cada riacho foi estimada por meio do densiômetro esférico côncavo, com seus valores expressos em porcentagem de sombreamento gerado pela vegetação e as leituras da cobertura do dossel foram realizadas em todas as coletas, a fim de acompanhar sua variação sazonal.

Esse dispositivo (densiômetro) é composto por um espelho côncavo dividido em 24 quadrantes no centro de sua estrutura. Cada trecho foi dividido em cerca de 5 transectos e as leituras foram realizadas nas direções norte, sul, leste e oeste, a 1 m do solo. Dividiu-se cada quadrante por quatro e contaram-se os espaços sem cobertura da mata refletida sobre a superfície do espelho em cada uma das quatro direções. Por fim, somou-se o total dos quadrantes abertos e multiplicou-se por 1,04 (LEMMON, 1956, 1957). Após realizar a média dos cinco transectos de cada riacho, foi estimada a porcentagem média de sombreamento gerado pela vegetação em cada caso.

4.4 Variáveis hidrológicas

A vazão e a velocidade da água foram determinadas em todas as coletas por meio da liberação pulsada de soluto conservativo (WEBSTER; VALLET, 1996). Uma solução com massa conhecida de cloreto de sódio (NaCl) foi dissolvida em 5 L de água do próprio riacho e adicionada de forma instantânea durante 1 minuto, a uma distância de forma a propiciar a total mistura da solução. Foi instalado um sensor (Modelo HI 9829, HANNA Instruments, Woonsocket, RI, EUA) que registrou a condutividade elétrica da água a cada dez segundos de forma contínua após o pulso, até o retorno às condições naturais de condutividade, anteriores à adição.

A condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) foi convertida para mg L^{-1} de NaCl por meio de uma curva de calibração, desenvolvida a partir de soluções padrões de NaCl em laboratório e medidas de condutividade. Com a integração da área sob a curva de concentração de NaCl x tempo, foi possível calcular a vazão. A velocidade média foi estimada pela razão entre a extensão total do trecho experimental e a soma do tempo acumulado até o pico da concentração de NaCl (Stream Solute Workshop, 1990).

$$Q = m_{\text{NaCl}} \int_0^t \text{NaCl} dt \quad (1)$$

$$v = d / t_{\text{pico}} \quad (2)$$

[Q] = vazão do trecho (L s^{-1});

[mNaCl] = massa de NaCl utilizada na solução (g);

[v] = velocidade do trecho (m s^{-1});

[d] = distância total do trecho (m);

[t_{pico}] = tempo acumulado até a concentração máxima de NaCl (s).

4.5 Modelagem das taxas de retenção de nutrientes

A pesquisa utilizou o método TASCC (*Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization*), desenvolvido para caracterização das curvas cinéticas da retenção de nutrientes. Este método permitiu a estimativa dos parâmetros ambientais relacionados à ciclagem e ao transporte de nutrientes nos riachos (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2012). O método é dividido em levantamento de dados em campo e

posterior formulação matemática dos parâmetros obtidos. A retenção foi caracterizada para formas dissolvidas de nitrogênio (nitrato e amônio) e fósforo (fosfato). Também foram determinadas as parcelas de retenção de nutrientes se referindo aos processos físicos e biológicos dos nutrientes, conforme procedimentos descritos pelos mesmos autores.

4.5.1 Procedimentos em campo

As concentrações iniciais no ambiente (*background*), antes da adição de nutrientes, foram determinadas para o nitrato, amônio e fosfato (métodos descritos na Tabela 2). O método TASCC determina uma adição instantânea dos sais de nutrientes juntamente com o NaCl (soluto conservativo) no ponto inicial do trecho do riacho analisado. Após a adição, no final do trecho, registraram-se os valores de condutividade para determinar o período de coletas das amostras ao longo da curva de crescimento e decaimento da condutividade e das respectivas concentrações de nutrientes – denominadas BTC (*Breakthrough Curves*). Coletou-se, de acordo com recomendações do método, um maior número de amostras durante os períodos com maior alteração na condutividade. Em geral, foram coletadas cerca de 20 a 25 amostras em cada procedimento de adição.

Foram utilizados como nutrientes para a adição, o nitrato de sódio (NaNO_3), fosfato de potássio dibásico anidro (K_2HPO_4) e cloreto de amônio (NH_4Cl). A extensão que foi considerada para cada trecho dependeu diretamente do porte e da vazão do riacho, variando de coleta para coleta. O método TASCC indica que a massa dos sais de nutrientes a serem adicionadas seja suficiente para elevar as concentrações em até dez vezes em relação às concentrações iniciais.

4.5.2 Formulação matemática

As distâncias de retenção do ambiente (S_{wamb}) foram estimadas pela regressão linear ($p < 0,05$) entre os valores de S_w e as médias geométricas entre as concentrações observada e conservativa para cada amostra observadas no trecho, extrapolando a curva para a concentração inicial do ambiente (PAYN et al., 2005). A partir desses valores de S_{wamb} , pôde-se estimar a taxa de retenção ambiental (U_{amb}) e a velocidade de retenção ($V_{f_{amb}}$) do nutriente adicionado. Uma síntese das variáveis medidas, calculadas e

modeladas, além das equações utilizadas no modelo TASCSC, é apresentada nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 - Variáveis utilizadas para os cálculos e construção do modelo TASCSC para estimativa dos parâmetros cinéticos da retenção de nutrientes

Símbolo	Unidade	Descrição	Mensurado/ Modelado/ Calculado
Q	m ³ s ⁻¹	Vazão do trecho	Mensurado
[N _{add}]	µg L ⁻¹	Média geométrica entre a concentração observada (<i>background</i> corrigido) e a da solução ([N _{cons}]) para cada amostra	Calculado
w	m	Largura molhada média do trecho	Mensurado
U _{amb}	mg m ⁻² min ⁻¹	Taxa de retenção de nutrientes do ambiente	Modelado
[N _{amb}]	µg L ⁻¹	Concentração do ambiente	Calculado
S _{w-amb}	m	Distância de retenção de nutrientes do ambiente	Modelado
V _{f-amb}	mm min ⁻¹	Velocidade de retenção de nutrientes do ambiente	Modelado
[N _{tot-obs}]	µg L ⁻¹	Concentração total do nutriente observada nas amostras coletadas ao longo da curva	Calculado

Tabela 4 - Equações que serão utilizadas na construção do modelo e estimativa dos parâmetros cinéticos da retenção de nutrientes

Equação	Parâmetro	Equação
3	U _{amb}	$U_{amb} = Q \cdot [N_{amb}] / S_{w-amb} \cdot w$
4	V _{f-amb}	$V_{f-amb} = U_{amb} / [N_{amb}]$

Também foram estimadas as parcelas de retenção relacionadas aos mecanismos físicos e biológicos, de acordo com os procedimentos e as equações apresentadas por Covino, McGlynn e Baker (2010). A retenção física foi estimada de forma proporcional à massa do traçador conservativo (NaCl) recuperada, isto é, a que chega ao ponto de coleta ao final do trecho. A retenção biológica ocorre devido à assimilação biológica (microrganismos) e sua parcela foi assumida como diferença entre a retenção total e a parcela física. Nas Tabelas 5 e 6, apresentam-se as variáveis e equações utilizadas para este fim.

Tabela 5 - Variáveis utilizadas para os cálculos da retenção física e biológica

Símbolo	Unidade	Descrição	Mensurado/ Modelado/ Calculado
T_{MR}	μg	Massa do traçador observada	Modelado
$T_c(t) dt$	$\mu\text{g min L}^{-1}$	Integral da concentração de traçador em função do tempo	Calculado
Q	$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Vazão do trecho	Mensurado
Mass Loss	μg	Massa perdida de traçador	Calculado
Massa de (N)add	μg	Massa de nutriente adicionada	Calculado
TR	μg	Retenção total	Calculado
PR	$\mu\text{g} (\% \text{ da TR})$	Retenção física	Calculado
BR	$\mu\text{g} (\% \text{ da TR})$	Retenção biológica	Calculado

Tabela 6 - Equações que serão utilizadas na determinação dos mecanismos de retenção física e biológica de nutrientes

Equação	Parâmetro	Equação
5	T_{MR}	$T_{MR} = Q \int_0^t T_c(t) dt$
6	Mass Loss	Mass Loss = Massa de (N)add - T_{MR}
7	TR	TR = Massa de (N)add - T_{MR} (N)
8	PR	PR = $(100 - T_{MR} (\text{Cl}\%)) * \text{Massa de (N)add}$
9	BR	BR = TR - PR

4.6 Forma de análise dos resultados

Os dados não apresentaram distribuição normal. Assim, foram escolhidas técnicas de estatística não paramétrica. Foi utilizado o teste de correlação de Spearman com coeficientes r entre -1,0 e +1,0, que reflete a intensidade das relações entre as variáveis ordinais. No presente estudo, esse teste foi utilizado para identificar inicialmente relações gerais entre os parâmetros estudados e as métricas de retenção de nutrientes em todos os pontos de coleta, afim de analisar primeiramente os dados de forma bruta. O teste de Kruskal-Wallis foi empregado para verificar a existência de variações estatisticamente significativas ($p < 0,05$) sob os pontos de vista espacial (entre os riachos analisados) e temporal (entre os diferentes períodos de coleta).

Por fim, foi utilizada a regressão linear múltipla entre as métricas de retenção de nutrientes e as variáveis ambientais, para propor modelos que descrevam de maneira razoável essas relações que controlam a retenção dos nutrientes. Previamente às análises, todas as variáveis foram transformadas em $\ln(x+1)$ para satisfazer as premissas

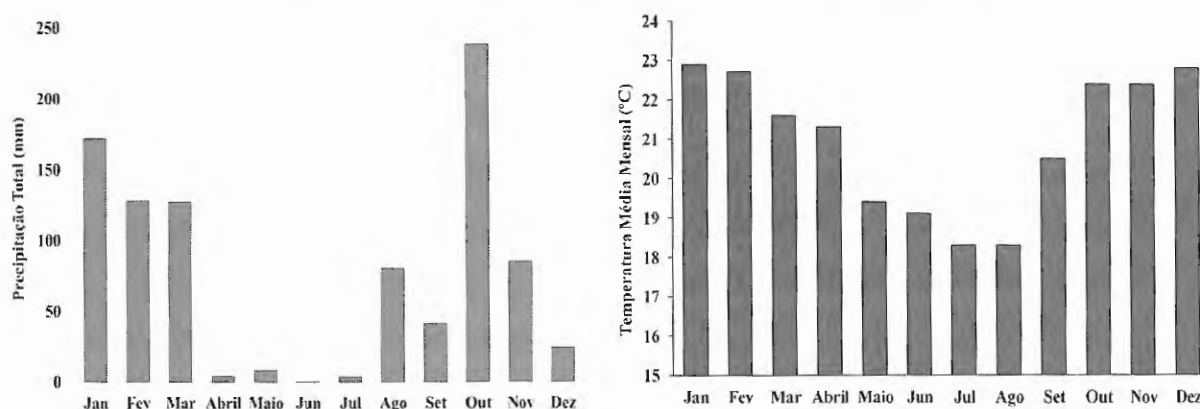
da normalidade. Foi utilizado o método *backward stepwise* como critério para seleção das melhores variáveis para cada modelo de regressão. Este método incorpora inicialmente todas as variáveis e, após várias etapas e interações, o modelo converge para as variáveis explanatórias mais significativas. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software Statistica® 10.0.

5 RESULTADOS

5.1 Variáveis climatológicas

A precipitação total entre janeiro e dezembro de 2018 foi de 913 mm, com totais mensais inferiores a 250 mm (Figura 5). Observou-se que no período úmido de janeiro a março, a precipitação total mensal apresentou valores entre 127 e 172 mm, enquanto nos meses de abril a julho, foram observados valores menores de precipitação, com máximo mensal de 8 mm, caracterizando um período de estiagem. A temperatura média do período foi de 21,0°C (Figura 5), sendo janeiro de 2018 o mês com maior média (22,9°C), e julho e agosto de 2018, os meses com a menor (18,3°C).

Figura 6 – Dados climatológicos do município de São Carlos (SP) durante o período de janeiro a dezembro de 2018 para a precipitação total mensal (mm) e temperatura média do ar (°C).



5.2 Variáveis hidrológicas

Os resultados de vazão (Tabela 7) dos riachos estiveram associados à precipitação de cada período, sendo observadas maiores vazões nos meses cuja precipitação foi maior. Na maioria dos riachos, à exceção do TIJ, a vazão tendeu a ser menor nos meses de abril a julho, coincidindo com as menores precipitações.

Tabela 7 – Resultados da vazão ($L s^{-1}$) dos riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018.

Período	Vazão ($L s^{-1}$)				
	BRO	ESP1	ESP2	CAN	TIJ
Fev	11,56	11,08	9,78	3,54	18,87
Abr	11,59	7,28	6,58	3,43	104,23
Jul	7,69	8,52	2,96	2,70	99,01
Set	11,14	14,35	8,80	2,85	297,86

Os riachos que apresentaram menor vazão foram CAN (2,7-3,5 Ls^{-1}) e ESP2 (2,96-9,78 Ls^{-1}), enquanto os riachos com maiores vazões foram BRO (7,69-11,59 Ls^{-1}), ESP1 (7,28-14,35 Ls^{-1}) e TIJ (18,87-297,86 Ls^{-1}), esse último sendo destacado por ser um riacho totalmente urbanizado e canalizado, com seu trecho analisado possivelmente comprometido por conta de lançamentos clandestinos de efluentes.

5.3 Caracterização geral da mata ciliar

Os resultados de cobertura do dossel apresentaram médias de 15,0 a 93,5% de sombreamento (Tabela 8). O riacho ESP2 apresentou maior variação sazonal da cobertura vegetal (45,4-90,0%), tendo como motivo provável a poda manual feita pelos funcionários locais da vegetação adjacente ao canal entre os meses de abril de 2018 e julho de 2018. Nos demais riachos, a variação da cobertura vegetal permaneceu relativamente constante. A variação da cobertura vegetal foi de 83,0-92,5% no BROA, 88,5-93,5% no ESP1, 87,7-90,0% no CAN e 15,0-28,4% no TIJ, sendo esse último com a menor cobertura, em função da influência da área urbana.

Tabela 8 – Variação da cobertura vegetal nos riachos analisados (%).

Período	Porcentagem de cobertura vegetal				
	BROA	ESP1	ESP2	CAN	TIJ
Fevereiro	83,0	93,5	90,0	89,4	17,4
Abril	92,5	89,4	45,4	87,7	28,4
Julho	88,0	93,0	68,0	89,3	22,5
Setembro	92,0	88,5	72,8	90,0	15,0

5.4 Variáveis da qualidade da água

As concentrações de OD (Tabela 9), em geral, apresentaram menores valores nos meses mais quentes (fevereiro e setembro de 2018). No mês mais frio (julho de 2018), as concentrações foram maiores e variaram de 4,2 a 9,3 mgL⁻¹. Os valores foram medidos em períodos e dias diferentes em cada riacho, porém, na mesma semana da coleta.

Tabela 9 – Resultado de medições *in situ* utilizando sonda multiparamétrica nos riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018.

Riacho	Período	OD (mg.L ⁻¹)	pH	CE (µS.cm ⁻¹)	T (°C)
BROA	Fevereiro 2018	8,8	3,79	4	19,94
	Abril 2018	8,6	4,28	5	19,72
	Julho 2018	9,2	3,46	3	16,23
	Setembro 2018	6,5	3,30	11	20,17
ESP1	Fevereiro 2018	7,6	4,8	13	18,25
	Abril 2018	8,7	5,09	13	17,12
	Julho 2018	9,3	4,62	15	15,75
	Setembro 2018	4,9	4,52	17	19,38
ESP2	Fevereiro 2018	4,3	5,44	12	17,72
	Abril 2018	4,7	6,12	10	18,30
	Julho 2018	5,9	4,93	16	15,06
	Setembro 2018	4,6	5,29	18	19,82
CAN	Fevereiro 2018	5,2	6,15	27	19,41
	Abril 2018	5,9	5,95	27	17,82
	Julho 2018	6,5	6,56	30	15,50
	Setembro 2018	5,5	6,35	33	21,00
TIJ	Fevereiro 2018	6,4	7,55	305	23,80
	Abril 2018	7,6	7,74	240	24,32
	Julho 2018	4,2	6,98	321	22,70
	Setembro 2018	7,4	7,94	199	24,46

As maiores temperaturas da água foram observadas durante o mês de setembro de 2018 (19,38-24,46 °C) e as menores, no mês de julho de 2018 (15,06-22,7 °C). Os valores de pH refletiram meios ácidos a próximos da neutralidade (3,30-6,56), sendo

que o riacho que apresentou menores valores de pH foi BROA (3,30-4,28) e o maior foi o CAN (5,95-6,56). O riacho BROA também apresentou os menores valores de CE (3-11 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), enquanto no CAN, os valores foram os maiores (27-33 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Os demais riachos apresentaram variação de 13-17 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no ESP1 e 10-18 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no ESP2. No caso do TIJ, um riacho totalmente urbano e canalizado no trecho analisado, suas condições ambientais diferiram de forma expressiva dos outros riachos, demonstrando maiores valores de condutividade e temperatura. Na Tabela 10, é possível observar as variações das concentrações basais dos nutrientes nos riachos analisados. De modo geral, as concentrações de PO_4 foram inferiores a 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, com exceção do TIJ, no qual as concentrações foram maiores (máximo de $\sim 330 \mu\text{g L}^{-1}$).

Para as formas nitrogenadas, esse padrão se repetiu. As menores concentrações de NO_3 foram observadas no BROA (870,0-1141,7 $\mu\text{g L}^{-1}$) e as concentrações de NH_4 , em geral, não ultrapassaram 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ nos riachos BROA, ESP1, ESP2 e CAN. No TIJ, as concentrações máximas de NO_3 e NH_4 foram, respectivamente, 11500 e 422,9 $\mu\text{g L}^{-1}$.

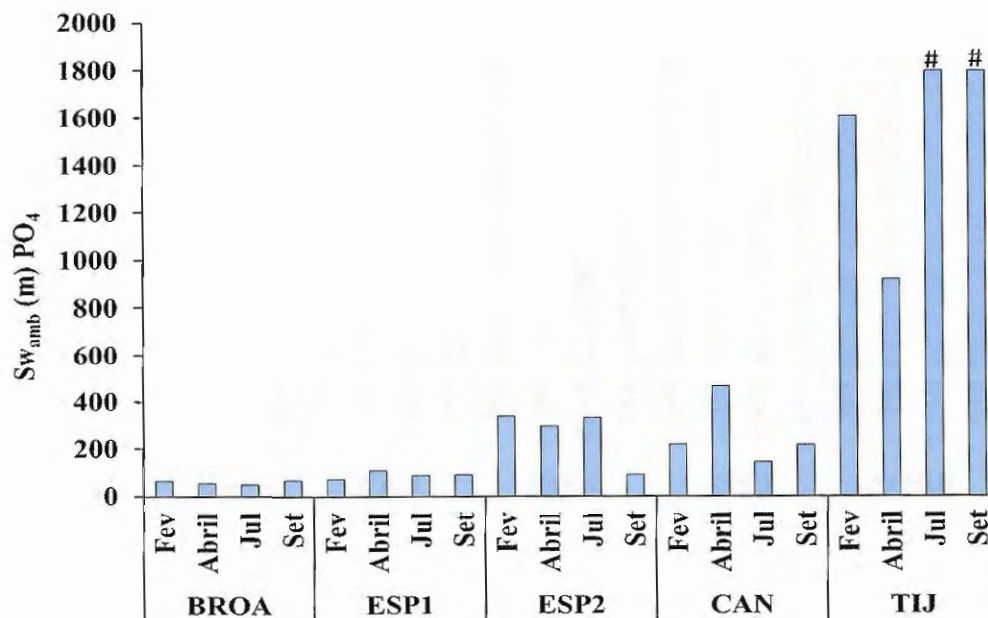
Tabela 10 – Resultado das concentrações basais de PO_4 , NO_3 e NH_4 ($\mu\text{g L}^{-1}$) nos riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018.

Riacho	Nutriente	Fevereiro 2018	Abril 2018	Julho 2018	Setembro 2018
BROA	PO_4	5,9	4,8	5,7	3,8
	NO_3	870,0	727,5	653,3	1141,7
	NH_4	21,7	2,0	0,6	0,3
ESP1	PO_4	1,8	10,3	13,7	18,4
	NO_3	1182,5	625,0	1066,7	2215,0
	NH_4	12,4	5,00	0,3	0,9
ESP2	PO_4	10,3	8,1	11,4	18,4
	NO_3	1095,0	618,3	836,7	2215,0
	NH_4	1,5	3,80	15,3	0,9
CAN	PO_4	20,2	18,5	19,0	27,2
	NO_3	1045,0	755,0	1150,0	2261,7
	NH_4	3,9	21,1	2,3	13,8
TIJ	PO_4	84,7	73,3	331,7	135,7
	NO_3	11075,0	11500,0	3030,0	5960,0
	NH_4	422,9	71,5	196,8	211,8

5.5 Métricas de retenção de nutrientes

Com relação às métricas para o PO_4 (Figura 7), o BROA foi o riacho que apresentou menor $S_{w_{amb}}$ (50m) e maior $V_{f_{amb}}$ ($12,4 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$), enquanto que o ESP1 apresentou maior U_{amb} ($191 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$). No riacho TIJ, em dois períodos de coleta (julho e setembro de 2018), não foi observada retenção deste nutriente, resultando em $S_{w_{amb}}$ tendente ao infinito e U_{amb} e $V_{f_{amb}}$ iguais a zero. Para o NO_3 (Figura 8), o BROA apresentou o menor $S_{w_{amb}}$ (107m) e o maior valor de $V_{f_{amb}}$ ($4,3 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$), enquanto o ESP1 apresentou maior valor de U_{amb} ($3149 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$). Por fim, para o NH_4 (Figura 9), o BROA teve o menor $S_{w_{amb}}$ (18m) e os maiores U_{amb} ($281 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) e $V_{f_{amb}}$ ($38,1 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$). Para ambas as formas nitrogenadas, não houve retenção no riacho TIJ em nenhuma das quatro coletas.

Figura 7 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção de nutrientes $S_{w_{amb}}$ (m), U_{amb} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) e $V_{f_{amb}}$ ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$) para PO_4 , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018 nos riachos estudados. *: não houve retenção #: tendência ao infinito, pois não houve retenção.



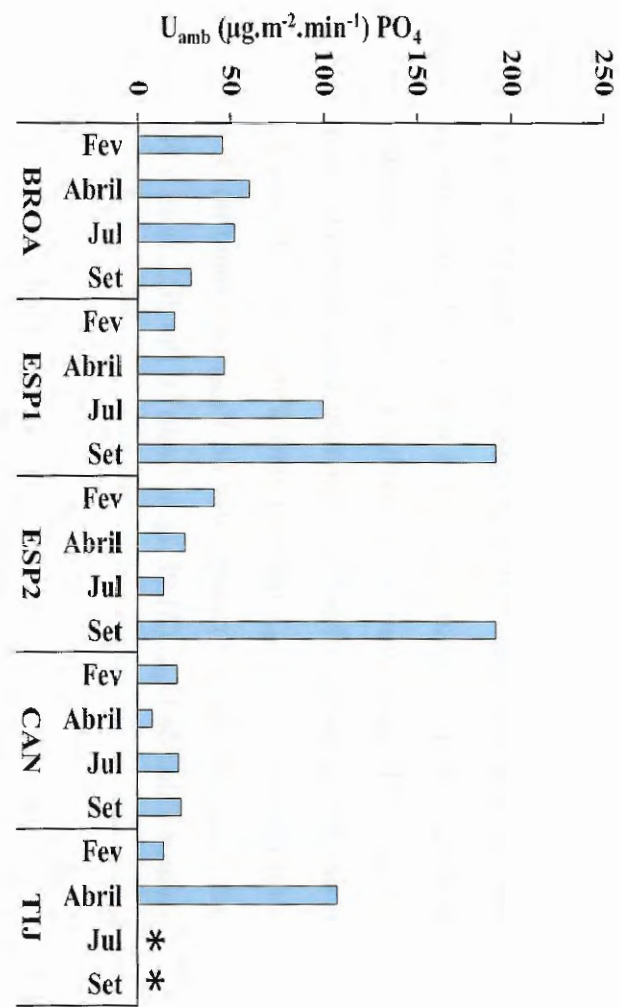
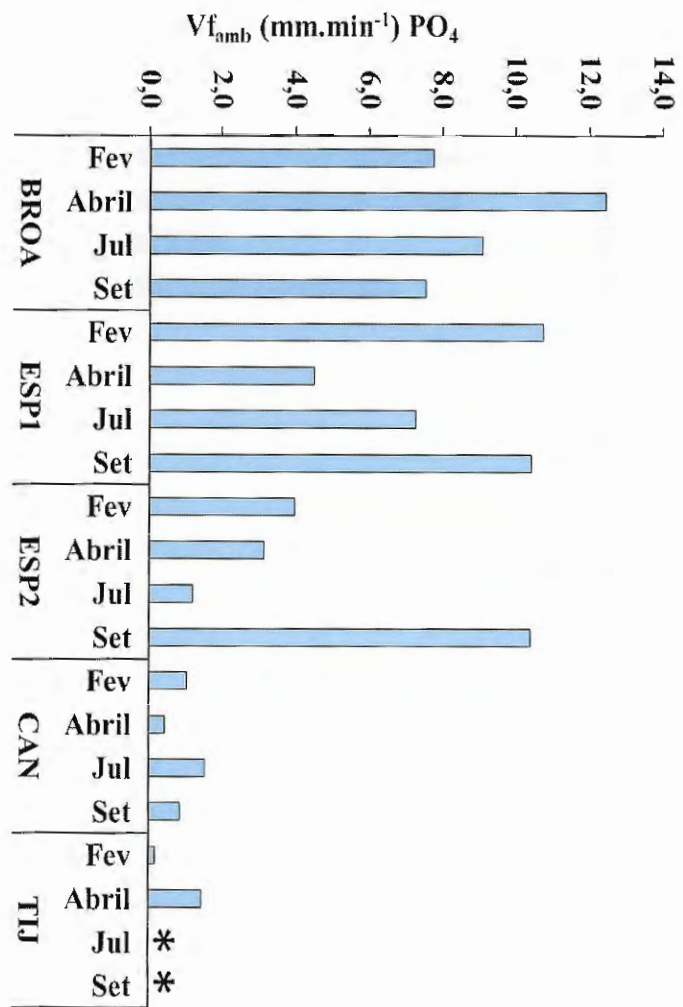
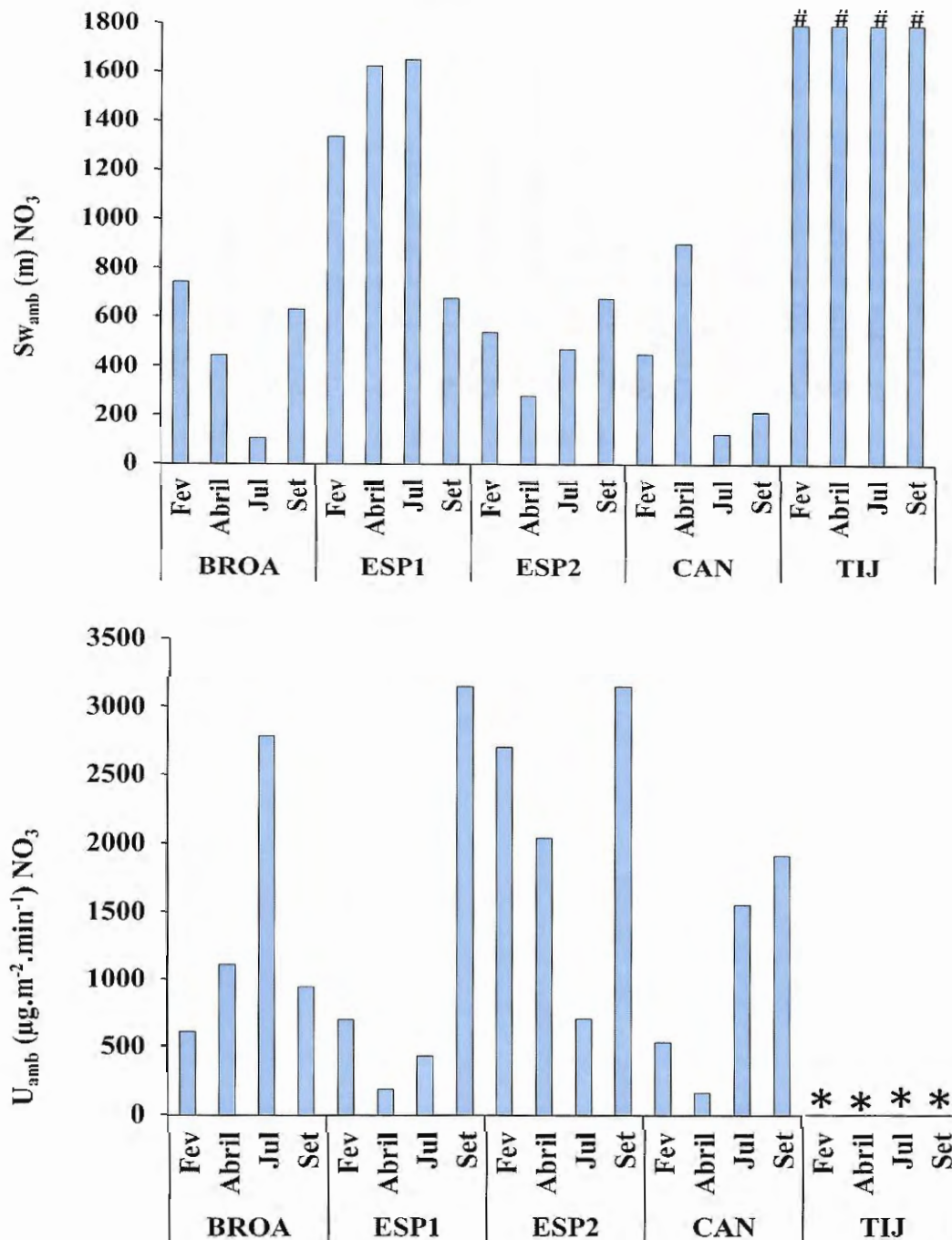


Figura 8 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção de nutrientes Sw_{amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$) e Vf_{amb} ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$) para NO_3 , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018 nos riachos estudados. *: não houve retenção #: tendência ao infinito, pois não houve retenção.



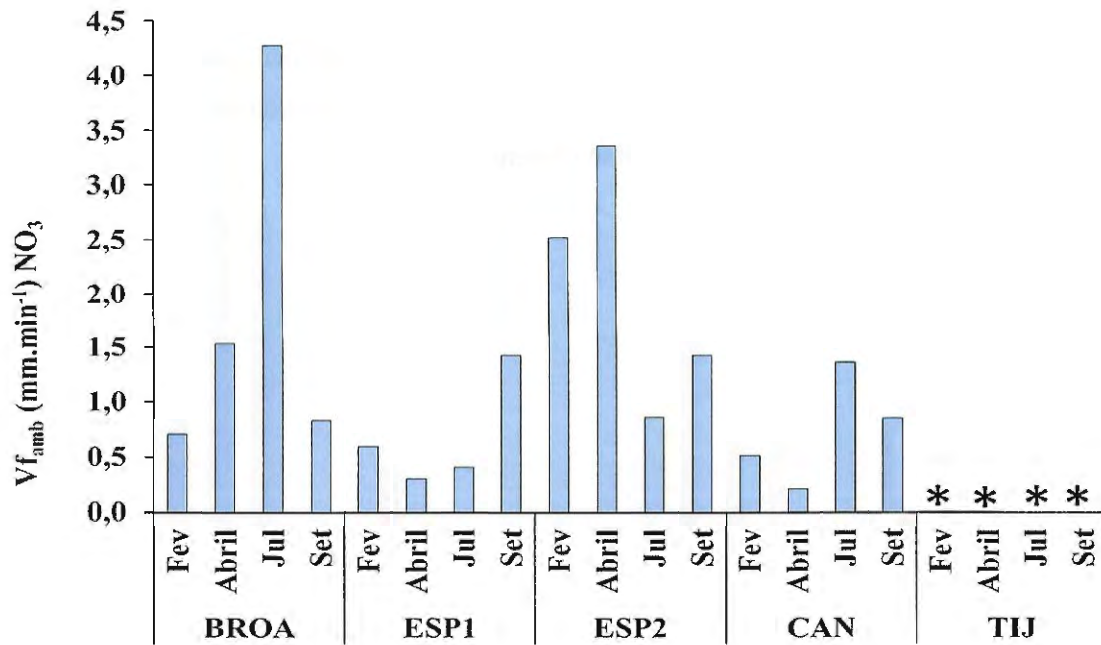
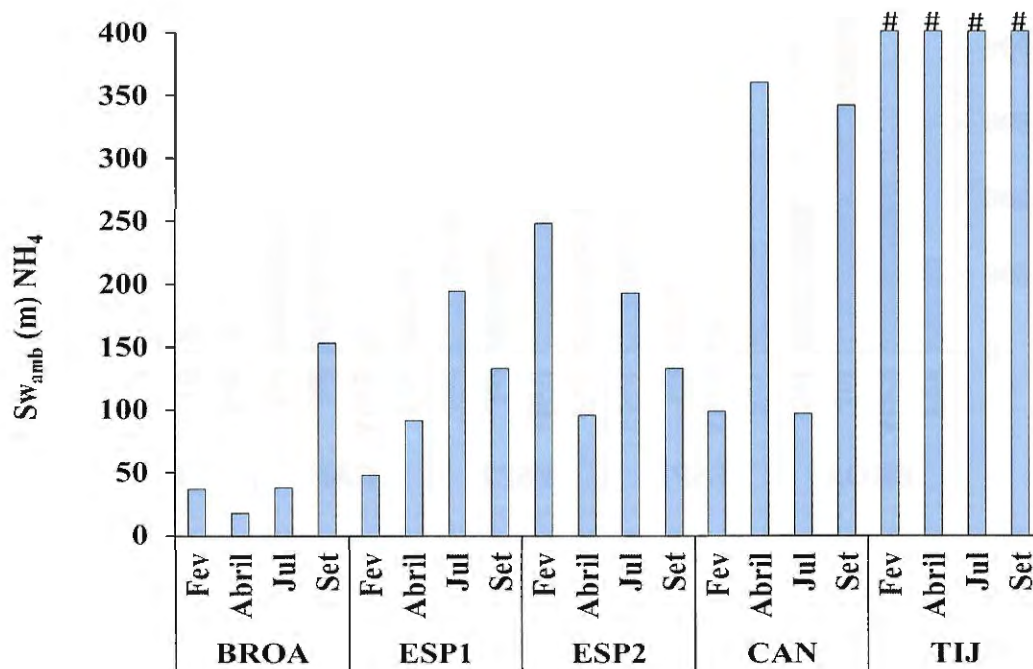
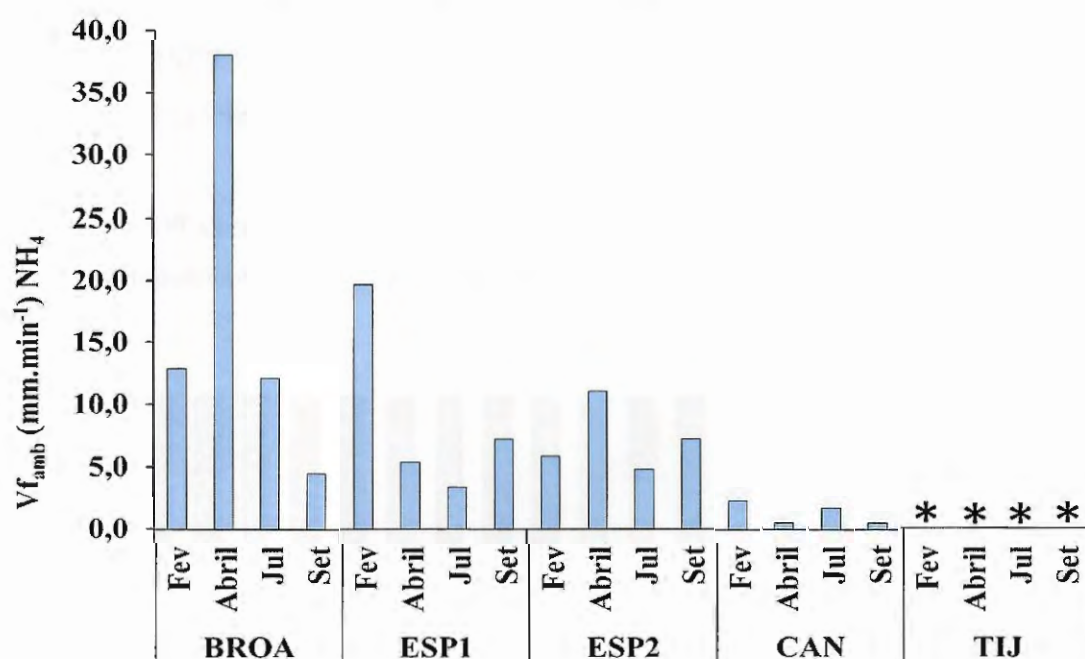
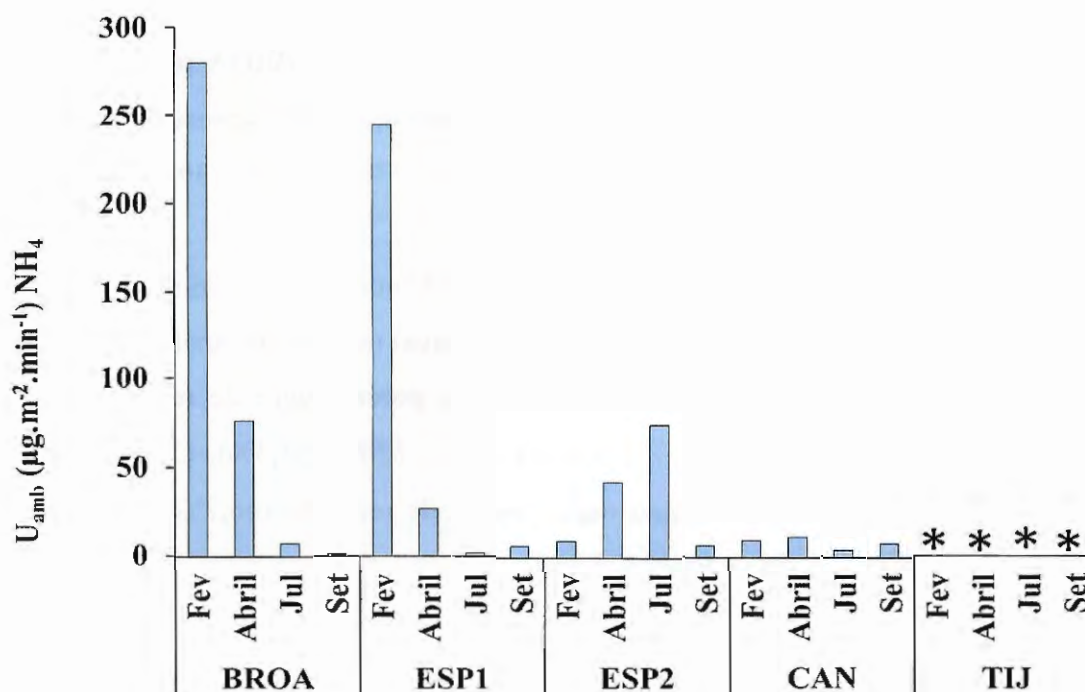


Figura 9 – Variação dos parâmetros ambientais de retenção de nutrientes Sw_{amb} (m), U_{amb} ($\mu g.m^{-2}.min^{-1}$) e Vf_{amb} ($mm.min^{-1}$) para NH_4 , durante todo o período analisado de fevereiro a setembro de 2018 nos riachos estudados. *: não houve retenção #: tendência ao infinito, pois não houve retenção.





5.6 Parcelas de retenção física e biológica

Em geral, para todos os riachos, a parcela física de retenção foi mais relevante que a parcela biológica, embora tenham ocorrido variações entre as coletas. No riacho TIJ, como não houve retenção para a maioria dos casos, não há sentido em discriminar as parcelas física e biológica.

Com relação às parcelas de retenção física e biológica do PO_4 , houve, em geral, variação de 41,7-85,6% (retenção física) e de 14,4-58,3% (retenção biológica) nos

riachos analisados. O ESP2 foi o riacho que apresentou maiores porcentagens de retenção física (média de 74,2% entre as coletas), seguido por BROA (60,6%), CAN (57,3%) e ESP1 (50,0%). Em relação à parcela biológica, o ESP1 apresentou a maior média entre as coletas (50,0%), seguido do CAN (42,8%), BROA (39,4%) e ESP2 (25,8%).

As parcelas de retenção referentes ao NO_3 demonstraram variação de 43,4-87,5% (retenção física) e 12,5-56,6% (retenção biológica) nos riachos analisados, sendo que novamente o ESP2 apresentou maior média de porcentagem de retenção física (77,5%), seguido do BROA (64,7%), CAN (58,7%) e ESP1 (53,3%). Com relação à retenção biológica, o ESP1 apresentou maior média de retenção (46,7%), seguido do CAN (41,3%), BROA (35,4%) e ESP2 (22,5%).

Finalmente, as variações de retenção do NH_4 foram de 14,4-87,7% com relação à retenção física e de 12,3-85,6% para a retenção biológica. Novamente, o ESP2 apresentou maior média na retenção física, correspondendo à 78,4%, seguido de BROA (68,1%), CAN (53,2%) e ESP1 (50%). Para a retenção biológica, o ESP1 apresentou maior média (50,1%), seguido do CAN (46,8%), BROA (31,9%) e ESP2 (21,6%).

Figura 10 – Contribuição relativa das parcelas física e biológica da retenção de PO_4 nos riachos estudados no período de fevereiro a setembro de 2018. *: não houve retenção

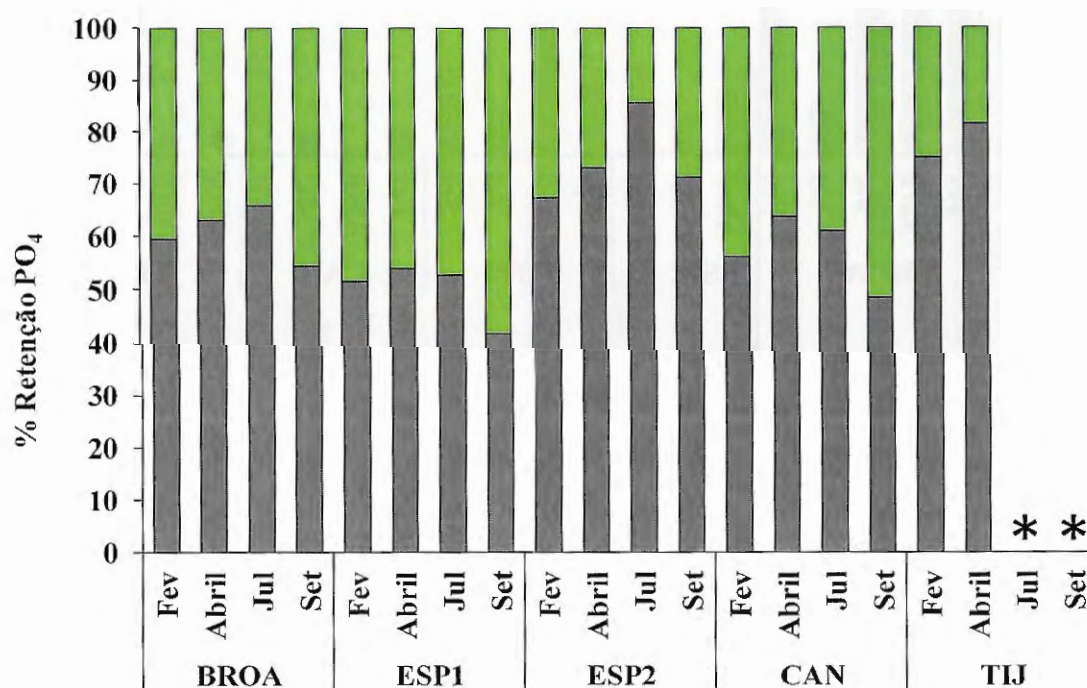


Figura 11 – Contribuição relativa das parcelas física e biológica da retenção de NO_3 nos riachos estudados no período de fevereiro a setembro de 2018. *: não houve retenção

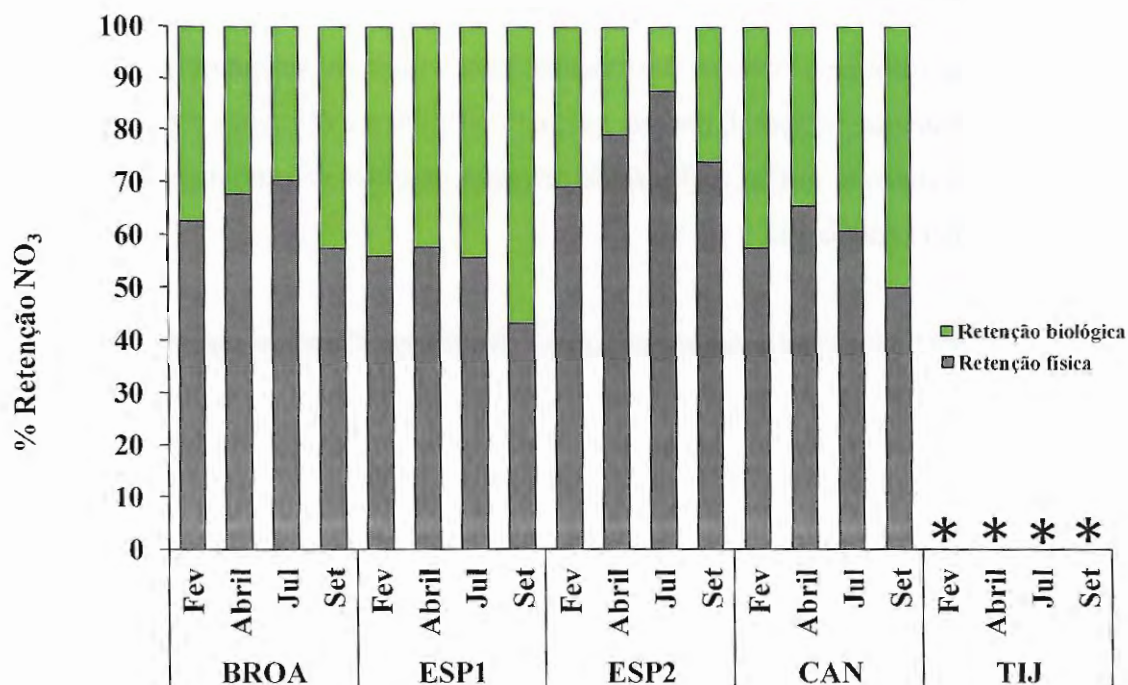
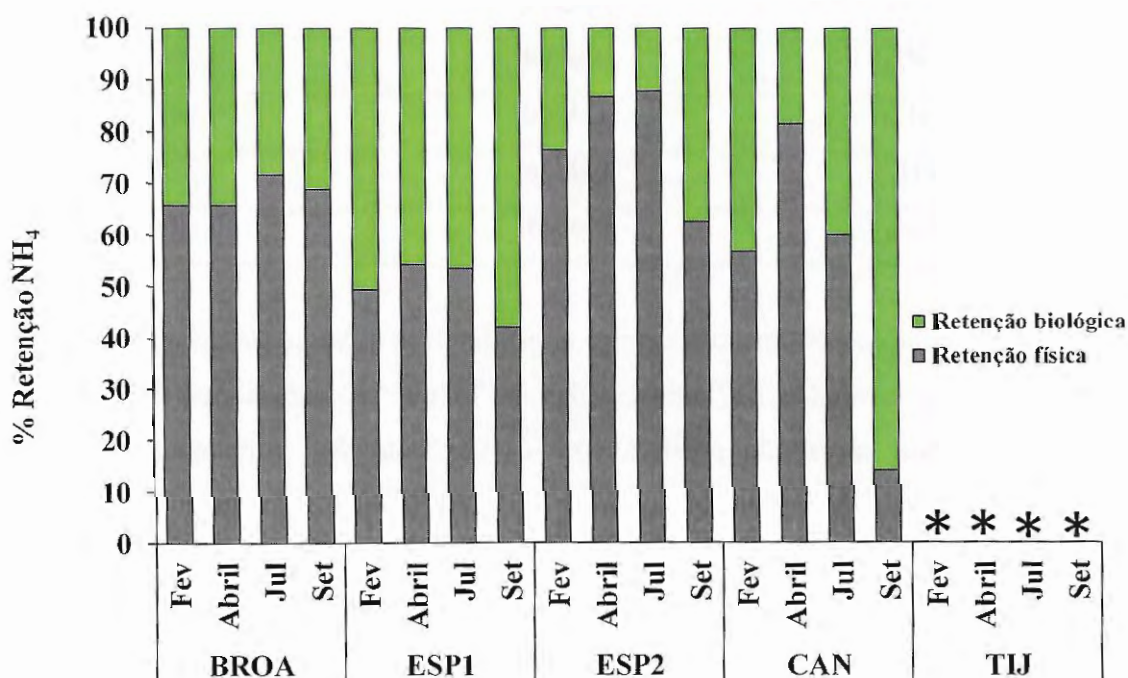


Figura 12 – Contribuição relativa das parcelas física e biológica da retenção de NH_4 nos riachos estudados no período de fevereiro a setembro de 2018. *: não houve retenção



5.7 Análises estatísticas

O teste de Kruskal-Wallis indicou variações estatisticamente significativas para o fator espacial (diferentes trechos dos riachos) para a maioria das métricas e nutrientes ($p < 0,05$). A dimensão temporal, por sua vez, não resultou em diferença estatisticamente significativa, indicando que as métricas de retenção de todos os nutrientes não tiveram variação sazonal (Tabela 11).

Tabela 11 – Resultados do teste de Kruskal-Wallis para diferenças espaciais (riachos) e temporais (coletas) nas métricas da retenção de nutrientes para todos os riachos analisados durante o período de fevereiro a setembro de 2018. O nível de significância do teste é 95%.

Variável	p-valor	
	Fator espacial	Fator temporal
$S_{wamb} PO_4$	0,0057	0,6065
$U_{amb} PO_4$	0,1719	0,6605
$Vf_{amb} PO_4$	0,0058	0,9631
$S_{wamb} NO_3$	1,0000	0,7494
$U_{amb} NO_3$	0,0222	0,5205
$Vf_{amb} NO_3$	0,0094	0,9417
$S_{wamb} NH_4$	1,0000	0,5433
$U_{amb} NH_4$	0,0426	0,2270
$Vf_{amb} NH_4$	0,0041	0,8443

As correlações de Spearman entre os parâmetros de retenção de nutrientes e as demais variáveis avaliadas são apresentadas na Tabela 11. Para as métricas do PO_4 , S_{wamb} apresentou correlação positiva com as concentrações ambientais de PO_{4amb} ($r=0,72$) e NH_4_{amb} ($r=0,54$), e negativa com %CV ($r=-0,53$), U_{amb} apresentou correlação negativa com a concentração de NH_4_{amb} ($r=-0,51$) e Vf_{amb} se correlacionou de forma negativa com PO_4_{amb} ($r=-0,81$) e NH_4_{amb} ($r=-0,61$), e de forma positiva com %CV ($r=0,58$).

Com relação às métricas do NO_3 , o S_{wamb} não foi correlacionado significativamente com nenhuma variável, U_{amb} apresentou correlação negativa com PO_4 ($r=-0,48$) e NH_4 ($r=-0,63$) e com w ($r=-0,57$) e Vf_{amb} foi correlacionado negativamente com PO_4 ($r=-0,60$), NO_3 ($r=-0,51$), NH_4 ($r=-0,67$), w ($r=-0,52$) e T °C

($r=-0,49$). Já para as métricas referentes ao NH_4 , Sw_{amb} se correlacionou de forma positiva com PO_4 ($r=0,59$), U_{amb} apresentou correlação negativa com PO_4 ($r=-0,68$), NO_3 ($r=-0,71$), w ($r=-0,54$) e T °C ($r=-0,47$), enquanto Vf_{amb} foi relacionado de forma negativa com PO_4 ($r=-0,87$), NO_3 ($r=-0,61$), NH_4 ($r=-0,51$) e w ($r=-0,50$), e de forma positiva com %CV ($r=0,47$).

Há também correlações importantes a serem destacadas entre as métricas de retenção de diferentes nutrientes. Por exemplo, com relação ao PO_4 , Sw_{amb} se correlaciona de forma positiva com a métrica NH_4 Sw_{amb} (0,67), U_{amb} se correlaciona com NO_3 U_{amb} (0,52) e Vf_{amb} se correlaciona positivamente com NO_3 Vf_{amb} (0,60) e NH_4 Vf_{amb} (0,88). Para o NO_3 , o Vf_{amb} se correlaciona com NH_4 Vf_{amb} (0,72).

Tabela 12 – Coeficientes de correlação de Spearman entre distâncias de retenção (S_{wamb}), taxas de retenção (U_{amb}), velocidades de retenção (V_{famb}), concentrações de nutrientes e demais variáveis dos riachos estudados durante o período de fevereiro a setembro de 2018. Todas as razões são ln-transformadas. Os valores destacados em negrito representaram correlações estatisticamente significativas ($p < 0,05$).

	PO ₄ S _{wamb}	NO ₃ S _{wamb}	NH ₄ S _{wamb}	PO ₄ U _{amb}	NO ₃ U _{amb}	NH ₄ U _{amb}	PO ₄ V _{famb}	NO ₃ V _{famb}	NH ₄ V _{famb}	PO ₄ amb	NO ₃ amb	NH ₄ amb	Q (L/s)	w (m)	T (°C)	%CV
PO ₄ S _{wamb}	1,00															
NO ₃ S _{wamb}	-0,03	1,00														
NH ₄ S _{wamb}	0,67	0,14	1,00													
PO ₄ U _{amb}	-	0,14	-0,27	1,00												
NO ₃ U _{amb}	-0,39	-	-0,05	0,52	1,00											
NH ₄ U _{amb}	-0,27	0,16	-	0,09	0,34	1,00										
PO ₄ V _{famb}	-	0,21	-0,62	-	0,62	0,49	1,00									
NO ₃ V _{famb}	-0,41	-	-0,27	0,44	-	0,45	0,60	1,00								
NH ₄ V _{famb}	-0,72	0,04	-	0,49	0,65	-	0,88	0,72	1,00							
PO ₄ amb	0,72	-0,15	0,59	-0,37	-0,48	-0,68	-0,81	-0,60	-0,87	1,00						
NO ₃ amb	0,28	0,06	0,39	-0,14	-0,30	-0,71	-0,35	-0,51	-0,61	0,66	1,00					
NH ₄ amb	0,54	0,19	0,03	-0,51	-0,63	-0,18	-0,61	-0,67	-0,51	0,61	0,47	1,00				
Q (L/s)	-0,14	0,37	-0,39	0,10	-0,37	-0,40	0,04	-0,40	-0,12	0,17	0,54	0,32	1,00			
w (m)	-0,06	-0,30	-0,41	-0,26	-0,57	-0,54	-0,38	-0,52	-0,50	0,45	0,48	0,43	0,53	1,00		
T (°C)	0,11	-0,04	-0,06	-0,13	-0,39	-0,47	-0,32	-0,49	-0,42	0,45	0,66	0,56	0,69	0,62	1,00	
%CV	-0,53	0,23	0,01	0,32	0,36	0,38	0,58	0,35	0,47	-0,60	-0,32	-0,73	-0,33	-0,39	-0,43	1,00

Os melhores modelos obtidos para predição das métricas de retenção, com R^2 de 0,48 a 0,92, são apresentados na Tabela 13. Em geral, os modelos incluíram variáveis como concentrações ambientais dos nutrientes, vazão, cobertura vegetal e largura do trecho.

Em relação ao PO_4 , o modelo que apresentou maior R^2 foi o do Vf_{amb} ($R^2 = 0,73$), cujas variáveis explicativas foram PO_4_{amb} ($B = -0,55$), Q ($B = 0,52$) e $\%CV$ ($0,90$). Estes modelos podem ser interpretados como uma equação no qual $Vf_{amb} PO_4 = 2,10 - 0,55 \cdot PO_4_{amb} + 0,52 \cdot Q + 0,90 \cdot \%CV$. Portanto, pode-se afirmar que se espera que a variação de Vf_{amb} do PO_4 seja inversamente proporcional a PO_4_{amb} e diretamente proporcional a Q e $\%CV$. Para o Sw_{amb} ($R^2 = 0,53$), as variáveis explicativas foram NO_{3amb} ($B = 1,4$) e Q ($B = -1,66$) e para o U_{amb} ($R^2 = 0,48$), as variáveis foram NO_{3amb} ($B = 1,0$) e $\%CV$ ($B = 2,5$).

Para o NO_3 , o modelo que apresentou maior R^2 foi o do Sw_{amb} ($R^2 = 0,92$), cujas variáveis explicativas foram w ($B = -3,00$) e $\%CV$ ($B = 1,99$). Assim, a cobertura vegetal, por exemplo, esteve positivamente associada à distância de retenção ambiental do nitrato, o que indica que maiores graus de sombreamento tornaram os riachos menos retentivos em relação a esse nutriente, aumentando o Sw_{amb} . Para o U_{amb} ($R^2 = 0,90$), as variáveis explicativas foram NH_{4amb} ($B = -0,50$) e w ($B = -4,50$) e para o Vf_{amb} ($R^2 = 0,44$), a variável foi o NH_{4amb} ($B = -0,20$).

Por fim, para o NH_4 , o modelo que apresentou maior R^2 foi o do Sw_{amb} ($R^2 = 0,92$), cujas variáveis explicativas foram PO_{4amb} ($B = 0,56$), w ($B = -3,57$) e $\%CV$ ($B = 1,44$). Para o U_{amb} ($R^2 = 0,75$) as variáveis explicativas foram PO_{4amb} ($B = -1,30$), NO_{3amb} ($B = -1,11$) e NH_{4amb} ($B = 0,74$) e para o Vf_{amb} ($R^2 = 0,72$) a variável foi o PO_{4amb} ($B = -0,80$).

Tabela 13 – Resultados da aplicação de regressão linear múltipla entre as métricas ambientais de retenção e as variáveis físico-químicas de cada trecho analisado. Todos os valores utilizados na análise foram ln- transformados em $\ln(x+1)$.

Variável dependente	Variável independente	B	Erro padrão	p-valor	R ² ajustado
SW _{amb} PO ₄	Intercepto	-1,44	2,73	0,0044	0,54
	NO ₃ amb	-1,40	0,44	0,0055	
	Q	-1,66	0,34	0,0001	
U _{amb} PO ₄	Intercepto	-14,39	5,09	0,0116	0,48
	NO ₃ amb	1,00	0,41	0,0235	
	%CV	2,48	0,58	0,0005	
Vf _{amb} PO ₄	Intercepto	-2,05	2,11	0,0440	0,74
	PO ₄ amb	-0,55	0,15	0,0023	
	Q	0,52	0,15	0,0039	
	%CV	0,90	0,37	0,0289	
SW _{amb} NO ₃	Intercepto	-0,80	2,73	0,0731	0,92
	w	-3,00	0,70	0,0005	
	%CV	1,99	0,53	0,0016	
U _{amb} NO ₃	Intercepto	10,39	0,41	0,0000	0,91
	NH ₄ amb	-0,48	0,19	0,0205	
	w	-4,47	0,70	0,0000	
Vf _{amb} NO ₃	Intercepto	1,05	0,14	0,0000	0,44
	NH ₄ amb	-0,19	0,05	0,0008	
SW _{amb} NH ₄	Intercepto	-0,92	2,41	0,0077	0,92
	PO ₄ amb	0,56	0,21	0,0151	
	w	-3,57	0,58	0,0000	
	%CV	1,44	0,45	0,0053	
U _{amb} NH ₄	Intercepto	12,42	2,20	0,0000	0,75
	PO ₄ amb	-1,28	0,29	0,0003	
	NO ₃ amb	-1,11	0,37	0,0076	
	NH ₄ amb	0,74	0,19	0,0011	
Vf _{amb} NH ₄	Intercepto	3,84	0,36	0,0000	0,72
	PO ₄ amb	-0,79	0,11	0,0000	

6 DISCUSSÃO

6.1 Comparação das métricas de retenção dos riachos estudados com outros ambientes

Para fins de comparação, a Tabela 14 apresenta as métricas de retenção do PO_4 ($S_{w_{amb}}$, U_{amb} e $V_{f_{amb}}$) obtidas em outros estudos, incluindo ambientes temperados e tropicais. As métricas variaram entre 25-1300 m, $8,5-230 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e $0,5-17 \text{mm min}^{-1}$. As métricas de retenção do NO_3 apresentadas na Tabela 15, variaram entre 7-8480 m para $S_{w_{amb}}$, $5-46373 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ para U_{amb} e $0,5-123 \text{mm min}^{-1}$ para $V_{f_{amb}}$, respectivamente. Por fim, para as métricas de retenção do NH_4 apresentadas na Tabela 16, variaram entre 15-1800 m para $S_{w_{amb}}$, $0,6-593 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ para U_{amb} e $0,7-87,3 \text{mm min}^{-1}$ para $V_{f_{amb}}$.

Tabela 14 – Compilação de resultados de métricas médias da retenção do PO₄ em riachos com diferentes usos do solo e em diferentes regiões. ENT: ecossistema natural; EMD: ecossistema modificado; urb: influência urbana e agr: influência agrícola.

Riacho	Localização	Uso do solo	Sw _{amb}	U _{amb}	Vf _{amb}	Referência
Lowery	Temperado	EMD (agr.)	510	230	8,0	Powes et al (2009)
G. Branch	Temperado	EMD (agr.)	1300	96	4,4	
La Tordera	Temperado	ENT	406	8,5	0,7	Von Schiller et al (2008)
Catskill M.	Temperado	ENT	25-292	32,7	4,74	Gibson et al (2015)
Broa	Tropical	ENT	55-105	10-79	7-17	Finkler (2018)
Espraiado Mata	Tropical	ENT	72-153	60-149	7-11	
Tributário Mineirinho	Tropical	ENT	156-560	9-15	0,7-1	
Canchim	Tropical	ENT	76-391	10-36	0,5-1,6	
Espraiado Canal	Tropical	ENT	85-348	37-192	2-13	
BROA	Tropical	ENT	50-70	29-60	7,5-12,4	Autor (2019)
ESP1	Tropical	ENT	92-110	20-191	4,5-10,7	
ESP2	Tropical	ENT	93-337	14-191	1,2-10,4	
CAN	Tropical	ENT	146-466	8-23	0,4-1,6	
TIJ	Tropical	EMD (urb.)	*	*	*	

* Não houve retenção na maioria dos casos

Tabela 15 – Compilação de resultados de métricas médias da retenção do NO₃ em riachos com diferentes usos do solo e em diferentes regiões. ENT: ecossistema natural; EMD: ecossistema modificado; urb: influência urbana e agr: influência agrícola.

Riacho	Localização	Uso do solo	Sw _{amb}	U _{amb}	Vf _{amb}	Referência
Beehive	Temperado	ENT	1171	5	2,6	Covino et al (2012)
Pony	Temperado	EMD (urb.)	625	88	22,2	
W Hill B	Temperado	EMD (agr.)	314	31,2	0,66	Rodriguez-Cardona et al (2015)
Catskill M	Temperado	ENT	62-714	544	2,87	Gibson et al (2015)
--	Tropical	ENT	315-8480	--	0,13-0,94	Potter et al (2010)
Dempsters	Temperado	EMD (agr.)	137	936	3,4	Niyogi et al (2004)
Broa	Tropical	ENT	7-418,1	667-2038	2-123	Finkler (2018)
Espraiado Mata	Tropical	ENT	139-313	714-46373	3-6	
Tributário Mineirinho	Tropical	ENT	94-351	56-519	1-3	
Canchim	Tropical	ENT	131-373	155-328	0,5-2	
Espraiado Canal	Tropical	ENT	56-507	626-3689	2-19,8	
BROA	Tropical	ENT	107-745	609-2785	0,7-4,3	Autor (2019)
ESP1	Tropical	ENT	679-1653	190-3149	0,3-1,4	
ESP2	Tropical	ENT	282-679	707-3149	0,9-3,3	
CAN	Tropical	ENT	124-906	163-1918	0,2-1,4	
TIJ	Tropical	EMD (urb.)	---	---	---	

Tabela 16 – Compilação de resultados de métricas médias da retenção do NH₄ em riachos com diferentes usos do solo e em diferentes regiões. ENT: ecossistema natural; EMD: ecossistema modificado; urb: influência urbana.

Riacho	Localização	Uso do solo	Sw _{amb}	U _{amb}	Vf _{amb}	Referência
La Tordera	Temperado	ENT	96	31,1	3,4	Von Schiller et al. (2008)
N. S. Vrain	Temperado	ENT	1400-1800	1,1-4,6	1,6-2,7	Day e Hall (2017)
Ouzel	Temperado	ENT	850-1100	4,6-6,2	1,8-2,2	
Glacier	Temperado	ENT	1900	0,6	3	
Catskill M	Temperado	ENT	29-192	14	6,04	Gibson et al. (2015)
Q. Bisley	Tropical	ENT	15-26	33-42	87,3	Merriam et al. (2002)
Broa	Tropical	ENT	32-59	121-593	16-68	Finkler (2018)
Espraiado Mata	Tropical	ENT	57-152	41-274	8-25	
Tributário Mineirinho	Tropical	ENT	63-172	10-20	1,6-3	
Canchim	Tropical	ENT	35-253	4-76	0,7-6	
Espraiado Canal	Tropical	ENT	39-220	53-550	7-29	
BROA	Tropical	ENT	18-153	1-281	4,5-38,1	Autor (2019)
ESP1	Tropical	ENT	48-194	2-244	3,4-19,7	
ESP2	Tropical	ENT	96-247	7-74	4,9-11,1	
CAN	Tropical	ENT	97-360	7-11	0,5-2,3	
TIJ	Tropical	EMD (urb.)	---	---	---	

Para o fosfato, em geral, os riachos localizados nos ambientes estudados da presente pesquisa, foram mais retentivos do que os riachos em ambientes temperados (Tabela 14). Riachos como BROA e ESP1, por exemplo, demonstram que por estarem localizados em ambientes bem preservados, com cursos mêntricos bem definidos, tendo diversidade de substratos (e.g., raízes/areia/argila) e por terem uma velocidade sem muitas alterações nos trechos analisados (TRISKA, 2006), a retenção do nutriente citado ocorreu com maior eficiência se comparado com os riachos de clima temperado. Tendo como base de comparação a métrica S_{wamb} , nota-se que riachos em ambientes de clima tropical são mais eficazes na retenção de PO_4 .

Com relação ao nitrato, os resultados apresentados na Tabela 15 demonstraram que o riacho BROA foi o que apresentou maior capacidade de retenção (médias de 483 m para S_{wamb} , $1363 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ para U_{amb} e 2 mm min^{-1} para $V_{f_{amb}}$), enquanto o riacho TIJ não apresentou retenção. Em comparação com os riachos de clima temperado, o presente estudo mostra melhor eficiência na retenção de nitrato, podendo ser observado pelos valores das métricas de S_{wamb} com diferenças consideráveis. Os resultados observados, quando comparados com os obtidos por Potter et al. (2010) indicam que riachos tropicais se comportam de maneira similar, em que a variação da retenção de $NO_3\text{-N}$ é função das características hidrodinâmicas. Os autores observaram que a retenção foi limitada pela forma em que o substrato ($NO_3\text{-N}$) chega aos organismos, especialmente na superfície do banco de sedimentos, que é uma zona altamente reativa (TANK; BERNOT; ROSI-MARSHALL, 2007). Os autores sugerem que elevada vazão aumenta o transporte de massa de solutos biodisponíveis, enquanto que as baixas velocidades propiciam maior tempo de contato entre biomassa e nutriente.

Por fim, os resultados para amônio apresentados na Tabela 16 evidenciaram a variabilidade dos valores da retenção sob um gradiente de características ambientais (clima). No geral, os riachos do presente estudo mostraram-se ser até 9 vezes mais retentivos (S_{wamb}) que riachos de zonas temperadas. Estudos já ressaltaram a importância do papel de riachos tropicais na retenção de amônio. Gucker e Boechat (2004) relataram que entre 52% a 85% da retenção do NH_4 em riachos tropicais ocorre em zonas de armazenamento temporário. Canais mais complexos favorecem a existência de zonas de armazenamento temporário, que propiciam elevada retenção de nutrientes.

6.2 Fatores intervenientes na retenção de nutrientes

As análises estatísticas sugeriram que os principais fatores intervenientes na retenção de fosfato, com influência positiva pela cobertura vegetal e negativa pela concentração ambiental de fosfato.

De acordo com Checchia (2003), estudos sobre a influência de zonas ripárias na qualidade da água mostram sua eficiência em reduzir os impactos que provém das poluições difusas e pontuais sobre os corpos d'água, pois elas exercem importante função do ponto de vista hidrológico e ecológico, contribuindo assim para a melhoria da qualidade da água, entre outros benefícios (ATTANASIO et al., 2012). Conforme Andrade et al. (2005), as matas ciliares têm a capacidade de reter defensivos agrícolas, poluentes e sedimentos transportados que possam afetar a qualidade da água. Um estudo realizado por Feijoó et al. (2010) em um riacho pampeano localizado na Argentina, teve como objetivo avaliar a capacidade retentiva de fosfato ao longo das diferentes épocas do ano, relacionando o desenvolvimento de mecanismos bióticos com os índices de cobertura vegetal em diferentes transectos, sendo uma região influenciada diretamente pelo processo de intensificação da agricultura. Estações do ano com temperaturas mais amenas, influenciaram de forma significativa na retenção do fosfato. É possível afirmar que a absorção do fosfato de forma biótica foi mais efetiva em regiões com cobertura vegetal preservada (mantendo a temperatura ambiental e sendo uma “barreira natural” contra fontes de poluição).

Dessa maneira, nos riachos estudados, presume-se que a cobertura vegetal influenciou positivamente a retenção de fosfato, proporcionando aporte de material alóctone (folhas, galhos e detritos) e criando um ambiente favorável ao desenvolvimento de bactérias e fungos. De fato, estimativas metabólicas de alguns riachos estudados sugeriram condições heterotróficas (Saltarelli, 2017), com taxas de produção primária líquida negativas. Isso reforça a importância da assimilação heterotrófica de fósforo. Entre os riachos analisados, o BROA e o ESP1 estão entre os riachos com maiores índices de cobertura vegetal e onde justamente se observaram as maiores taxas e velocidades de retenção desse nutriente. Além disso, Saltarelli (2017) também identificou que os riachos BROA e ESP1 apresentaram maior diversidade de substratos. Justamente nesses ambientes, as retenções de fosfato foram superiores. Já ESP2, CAN e TIJ, apresentaram menores variedades de substrato em seus leitos

(basicamente, areia, rocha e concreto), associadas a menores eficiências na retenção do nutriente.

Além da influência da cobertura vegetal, a retenção de fosfato nos riachos está associada a vários fatores bioquímicos que incluem a assimilação por bactérias, fungos, algas e macrófitas e também a fatores geomorfológicos como o tamanho do canal e armazenamento transitório que determinam o tempo de permanência da água, e conseqüentemente, a exposição de nutrientes como o fosfato a substratos bioquimicamente ativos (ENSIGN; DOYLE, 2006). No presente estudo, comparando os riachos ESP1 (mata) e ESP2 (canal), observa-se que no canal o armazenamento transitório é menor, pois a complexidade do canal é menor, fazendo com que haja menor retenção de fosfato em comparação com o trecho preservado, onde a complexidade do canal é maior, tendo armazenamentos transitórios que propiciem melhor retenção. Cunha et al. (2018), realizaram um represamento no canal do presente estudo (ESP2), aumentando o armazenamento transitório e o tempo de residência hidráulico, contribuindo a uma maior retenção de curto prazo de nutrientes.

A correlação negativa com a concentração ambiental de fosfato pode afirmar que em ambientes com maiores influências de fatores externos que propiciem o carreamento de fosfato para água, acabam prejudicando a retenção do mesmo. Marti et al. (2004) testaram o efeito das concentrações provenientes das estações de tratamento de efluentes na eficiência da retenção de nutrientes examinando os padrões longitudinais das concentrações de amônio, nitrato e fosfato à jusante das estações em 15 córregos, na Espanha. Constatou-se que a saturação do meio propicia menor retenção para trechos de até 14 km à jusante da estação de tratamento.

Já com relação aos fatores intervenientes na retenção de nitrato, o modelo mostrou que as concentrações de NH_4 estiveram relacionadas de forma negativa com a retenção do NO_3 . Estudos já comprovaram a preferência por NH_4 por diversos organismos autotróficos e heterotróficos em ecossistemas aquáticos (OVIEDO-VARGAS; ROYER; JOHNSON, 2013), o que é geralmente atribuído ao menor requisito energético para a assimilação de NH_4 (DODDS; PRISCU; ELLIS, 1991). O TIJ por ser um riacho totalmente urbanizado, sofre com lançamentos de efluentes clandestinos, tendo a possibilidade de receber altas cargas de concentrações de NH_4 em seu leito, prejudicando a retenção de NO_3 .

Silva et al. (2011) mostraram que em áreas de cabeceira onde a floresta foi severamente modificada, foram observadas alterações significativas nas concentrações

de nitrato quando comparadas com áreas de cabeceira onde a floresta está relativamente conservada. Correl et al. (1992) observaram drástica redução na concentração de nitrato quando as águas de drenagem passam por matas ciliares protegidas antes de atingir as águas dos igarapés, retendo até 80%, sugerindo que a absorção vegetal ainda é um mecanismo muito importante para a remoção de nitrato em cursos d'água.

Souza (2012) observou que em trechos onde a mata ciliar se encontra devidamente preservada, há maior retenção de nitrato ao longo de seu trecho, seja em períodos chuvosos ou secos, evidenciando que quanto maior as faixas de preservação ao longo do leito de rios e riachos, maior será o controle da concentração desse nutriente, indo de encontro no que é afirmado nesse presente estudo, em que a correlação positiva entre a porcentagem de cobertura vegetal (%CV) e a distância de retenção do nitrato corresponde à menor eficiência na retenção.

Já para o amônio, o modelo demonstrou correlação positiva com a %CV e negativa com as concentrações ambientais de PO_4 .

Segundo dados de Finkler (2018), em que foram comparadas as razões DIN:SRP em riachos enriquecidos e não enriquecidos que também fazem parte da atual pesquisa (BROA, ESP1, ESP2 e CAN), os resultados indicaram que existe uma potencial diminuição da retenção do NH_4 sob a presença do SRP em riachos não enriquecidos, já que estes apresentam menores concentrações ambientais de SRP. Schans e Juon (1983) sugeriram que o P é potencialmente um elemento limitante em razões DIN:SRP acima de 20, enquanto que outros autores observaram transição da limitação de N para P, em sistemas cujas DIN:SRP estão no intervalo de 16-17 (REDFIELD, 1958). Nos riachos não enriquecidos de Finkler (2018), a razão DIN:SRP obteve média de 76, enquanto em riachos enriquecidos a razão foi 19. Estas relações podem sugerir que os riachos não enriquecidos estiveram limitados por P. Resultados obtidos por Schade et al. (2011) indicaram que o aumento da disponibilidade do elemento limitante resultou em um estímulo à retenção de ambos os elementos.

A morfologia do canal é um dos principais controladores da retenção do NH_4 em riachos tropicais. Foram observados que trechos com tempos de residência mais longos devidos às áreas de remanso apresentam maiores taxas de retenção de NH_4 do que em riachos de maior fluxo e canalizados. Segundo Allan e Castillo, os ambientes aquáticos com maiores tempos de residência propiciam um maior número de zonas de armazenamento de nutrientes, contribuindo para uma maior retenção do NH_4 . O riacho BROA, cuja capacidade retentiva é maior, é também o riacho que apresenta um curso

mais meândrico com velocidades mais baixas, contribuindo para a alta taxa de retenção do NH_4 . Já o riacho TIJ, cuja capacidade retentiva é a menor dentre todos os outros riachos, apresenta um curso totalmente retilíneo com as maiores velocidades, dificultando a retenção de NH_4 no trecho citado. As menores velocidades devido ao maior nível de complexidade do canal, podem ter favorecido um maior número de zonas de armazenamento temporário, estimulando dessa forma a retenção de NH_4 .

6.2 Mecanismos físicos e biológicos de retenção

Observando as Tabelas 10, 11 e 12, pode-se perceber que no geral, houve em todos os riachos maior retenção física do que biológica, demonstrando algumas variações ao longo das coletas durante o ano de análise.

Newcomer et al. (2016) analisaram a retenção de nutrientes em diferentes riachos, onde foram adicionados amônio, nitrato e fosfato de forma instantânea. As métricas de absorção de nitrato foram significativamente relacionadas à área de superfície da bacia, à cobertura vegetal e à largura média dos riachos. As métricas de absorção de amônio foram relacionadas à velocidade e armazenamento transitório. E as métricas de absorção de fosfato foram relacionadas com os graus de saturação da concentração ambiental de PO_4 ao longo do trecho e à área da bacia.

Em geral, de 70-80% da remoção de N em cursos de água se deve aos processos de assimilação biológica, e cerca de 20-30% é atribuído à nitrificação-desnitrificação (PETERSON et al., 2001).

Na discussão dos mecanismos físicos de retenção, a sedimentação possui papel importante na remoção de nutrientes (Teodoru et al., 2006). Em riachos, a velocidade da água pode ser o principal fator que controla as taxas de remoção de nutrientes por meio da sedimentação. Em ambientes onde as velocidades são mais baixas, a sedimentação induz a retenção de nutrientes adsorvidos por materiais em suspensão ou presentes na forma orgânica, que poderão sofrer transformações posteriores no leito do rio (GABRIELE; WELTI; HEIN, 2013). Em concordância com essa afirmação, os riachos desse presente estudo que mais apresentaram eficiência na remoção de nutrientes, apresentam velocidades mais baixas que TIJ e ESP2.

Vallet et al. (2002) relataram que riachos localizados em zonas de estágio mais avançado de desenvolvimento da mata ciliar são mais retentivos que riachos de mata

ciliar com desenvolvimento recente. Neste caso, a idade da mata propiciou maior heterogeneidade ao canal que em canais mais simples. Grimm et al. (2005) sugerem que elevada complexidade permite maior contato entre água, nutrientes e zonas de assimilação ou desnitrificação, potencializando a retenção dos nutrientes. No presente estudo, áreas que tem suas características naturais preservadas como BROA, ESP1 e CAN, contribuem para que haja maior efetividade na retenção dos nutrientes, porém, riachos como ESP2 e TIJ, em que suas características naturais foram alteradas, percebe-se um declínio na efetividade da retenção ao longo do trecho.

A complexidade do canal considera compartimentos como zonas de remanso, zonas hiporreicas, barreiras laterais, meandros e ainda estandes de macrófitas ou de plantas vasculares (VALLET et al., 2002). Riachos como BROA, ESP1 e CAN, apresentam características ambientais semelhantes entre si, por serem bem preservados, terem seus cursos mêntricos e estarem localizados em ambientes com baixa influência antropogênica, porém, entre esses riachos é possível perceber diferenças entre as retenções, sendo que o ESP1 foi o que mais apresentou retenção biológica em comparação com BROA e CAN.

Em sistemas próximos à saturação, a retenção ocorre em menor magnitude que em riachos que estão longe de chegar ao seu ponto de saturação (O'BRIEN et al., 2007). Rios com aportes crônicos de nutrientes (efluentes de ETE, lançamentos de esgoto, lixiviação de poluentes) são geralmente mais predispostos à limitação da atividade biológica por altas concentrações que ambientes menos impactados (COVINO; MCGLYNN; MCNAMARA, 2012). Dessa forma, em riachos mais enriquecidos (TIJ), não há retenção ou a retenção tenderia a ser mais física do que biológica, como no caso do ESP2 e CAN.

A relação entre a remoção de nutrientes e a dimensão do riacho varia dependendo da distribuição da concentração de nutrientes, taxas de absorção biológica e cargas hidráulicas. Este último também é influenciado pelo escoamento à montante,

6 CONCLUSÕES

Nos ambientes estudados, em geral, os mecanismos físicos se sobressaíram na retenção de nutrientes, o que reforça a importância da heterogeneidade espacial dos ambientes aquáticos e da complexidade ao longo do curso dos riachos. Alternativas como retificação e canalização de riachos, além de outros inconvenientes já conhecidos, provavelmente afetarão negativamente a sua capacidade autodepurativa em relação às cargas de nitrogênio e fósforo.

A análise dos dados indicou variações estatisticamente significativas para o fator espacial (diferentes trechos dos riachos) para a maioria das métricas de retenção de nutrientes. A dimensão temporal, por sua vez, não resultou em diferença estatisticamente significativa, indicando que as métricas de retenção de todos os nutrientes não tiveram variação sazonal. É importante destacar que as comparações com outros riachos de clima temperado sugeriram que os riachos tropicais desempenham um papel relevante na ciclagem de nutrientes e que a preservação de tais ambientes é importante para garantir esse serviço ecossistêmico.

As métricas de retenção dos nutrientes apresentaram valores condizentes com as especificidades de cada riacho. De maneira geral, as velocidades e as taxas de retenção foram maiores nos riachos mais preservados, indicando o BROA e ESP1 como os riachos mais retentivos. Por outro lado, o TIJ, que está situado em trecho totalmente urbanizado e recebe cargas de nutrientes, não apresentou retenção de nitrogênio e fósforo. Isso sugere que o aporte de nutrientes por meio de efluentes domésticos e industriais, entre outros impactos negativos, prejudica a capacidade autodepurativa dos cursos d'água e favorece a exportação de poluentes para outros sistemas aquáticos da bacia hidrográfica.

A metodologia TASCC trouxe benefícios como resultados satisfatórios e rapidez. As métricas ambientais de interesse foram produzidas pelo modelo de forma satisfatória e trouxeram fácil visualização dos dados e de como os riachos se comportaram ao longo do período analisado. Um ponto importante a ser destacado neste estudo é que os ambientes aquáticos foram relativamente estáveis em relação à remoção dos nutrientes, à exceção do riacho impactado situado em área urbana. É importante enfatizar que o estudo foi desenvolvido com mais de um nutriente, o que possibilitou a obtenção de dados não somente com relação ao nutriente específico e suas métricas,

mas também sobre suas relações entre si, alterando muitas vezes sua forma de ser retido ao longo do trecho analisado. Fatores ambientais como concentração ambiental dos nutrientes, cobertura vegetal, aspectos hidráulicos e geomorfológicos dos riachos foram variáveis importantes que controlaram o processo de retenção nos ambientes avaliados. Especificamente em relação à cobertura vegetal, eventuais flexibilizações nos critérios de APPs (Áreas de Preservação Permanente) possivelmente terão reflexos sobre o funcionamento dos riachos e a sua capacidade de autodepuração.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 2017.

AHLSTRÖM, H.; CORNELL, S. E. Governance, polycentricity and the global nitrogen and phosphorus cycles. **Environmental Science and Policy**, v. 79, n. November 2017, p. 54–65, 2018.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2a ed. ed. Dordrecht, The Netherlands: Springer International Publishing, 2007.

ANGELO, A. D. J. D.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Mechanisms of Stream Phosphorus Retention: An Experimental Study Mechanisms of stream phosphorus retention: an experimental study. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 10, n. 3, p. 225–237, 1991.

AUGUÈRES, A. S.; LOREAU, M. Biotic regulation of non-limiting nutrient pools and coupling of biogeochemical cycles. **Ecological Modelling**, v. 334, p. 1–7, 2016.

BERNOT, M. J. et al. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 3, p. 499–509, 2006.

BOUWMAN, A. F. et al. 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.

BOUWMAN, L. et al. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 52, p. 20882–20887, 2013.

BOWES, M. J.; HOUSE, W. A.; HODGKINSON, R. A. Phosphorus dynamics along a river continuum. v. 313, n. 3, p. 199–212, 2003.

BURLIGA, A. L.; SCHWARZBOLD, A. e Morfológica. 1983.

CAIN, M. L.; BOWMAN, W. D.; HACKER, S. D. **Ecology**. 2nd. ed. Sinderland, EUA: Sinauer Associates, Inc, 2011.

CARRANZO, I. V. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for examination

of water and wastewater. v. 5, p. 185–186, 2012.

COVINO, T.; MCGLYNN, B.; BAKER, M. Separating physical and biological nutrient retention and quantifying uptake kinetics from ambient to saturation in successive mountain stream reaches. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 115, n. 4, p. 1–17, 2010.

COVINO, T.; MCGLYNN, B.; MCNAMARA, R. Land use/land cover and scale influences on in- stream nitrogen uptake kinetics. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 117, n. 2, p. 1–13, 2012.

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, p. 484–498, 2010.

CUNHA, D. et al. Nutrient uptake in a simplified stream channel: Experimental manipulation of hydraulic residence time and transient storage. **Ecohydrology**. 2018.

DAY, N. K.; HALL, R. O. Ammonium uptake kinetics and nitrification in mountain streams. **Freshwater Science**, v. 36, n. January, p. 000–000, 2017.

DODDS, W. K.; PRISCU, J. C.; ELLIS, B. K. Seasonal uptake and regeneration of inorganic nitrogen and phosphorus in a large oligotrophic lake: size-fractionation and antibiotic treatment. **Journal of Plankton Research**, v. 13, n. 6, p. 1339-1358, 1991.

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.

DODDS, W. K. Misuse of inorganic N and soluble reactive P concentrations to indicate nutrient status of surface waters. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, n. 2, p. 171–181, 2003.

DODDS, W.; WHILES, M. Nitrogen, sulfur, phosphorus, and other nutrients. In: DODDS, W. K.; WHILES, M. (Eds.). . **Freshwater Ecology**. 2a ed ed. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Inc., 2010. p. 451.

DODDS, W. K.; PERKIN, J. S.; GERKEN, J. E. Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 16, p. 9061–9068, 2013.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and

eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155–164, 2016.

ELSAHOLI, M. Nutrient and light limitation of algal biomass in selected streams in Ireland. **Inland Waters**, v. 1, p. 74–80, 2011.

ELSER, J. J. et al. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 10, n. 12, p. 1135–1142, 2007.

ENSIGN, S. H.; DOYLE, M. W. Nutrient spiraling in streams and river networks. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 111, n. 4, p. 1-13, 2006.

FEIJOÓ, C.; GIORGI, A.; FERREIRO, N. Phosphate uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. **Limnologia**, v. 41, n. 4, p. 285–289, 2011.

FINKLER, N. R. **Dinâmica da retenção de nitrogênio e fósforo em riachos tropicais do bioma Cerrado (SP)**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2018.

FOWLER, D. et al. The global nitrogen cycle in the twenty- first century. **Philosophical transactions of the Royal Society B**, 2013.

GABRIELE, W.; WELTI, N.; HEIN, T. Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 224-234, 2013.

GALLOWAY, J. N. et al. Processes and Causes of Lake Acidification during Spring Snowmelt in the West-Central Adirondack Mountains, New York. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 44, n. 9, p. 1595–1602, 1987.

GALLOWAY, J. N. et al. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, v. 70, p. 153–226, 2004.

GARDNER, K. K.; MCGLYNN, B. L.; MARSHALL, L. A. Quantifying watershed sensitivity to spatially variable N loading and the relative importance of watershed N retention mechanisms. **Water Resources Research**, v. 47, n. 8, p. 1–21, 2011.

GIBSON, C. A. et al. Nutrient uptake across a gradient of nutrient concentration and ratios at the landscape scale. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 120, p. 326–340, 2015.

GIBSON, C. A.; O'REILLY, C. M. Organic matter stoichiometry influences nitrogen and phosphorus uptake in a headwater stream. **Freshwater Science**, v. 31,

n. 2, p. 395–407, 2012.

GRIMM, N. B. et al. N retention and transformation in urban streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 626-642, 2005.

GÜCKER, B. et al. 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.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. Stream morphology controls ammonium retention. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2818–2827, 2004.

HESSE, C. et al. Comparison of several approaches representing terrestrial and in-stream nutrient retention and decomposition in watershed modelling. **Ecological Modelling**, v. 269, p. 70–85, 2013.

HOUSE, W. A. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. **Applied Geochemistry**, v. 18, n. 5, p. 739–748, 2003.

HOUSE, W. A.; WARWICK, M. S. Interactions of phosphorus with sediments in the River Swale, Yorkshire, UK. **Hydrological Processes**, v. 13, n. 7, p. 1103–1115, 1999.

HOUSE, W. H.; DENISON, F. H.; ARMITAGE, P. . Comparison of the uptake of inorganic P to a suspended and stream bed-sediment. **Water Research**, v. 29, p. 767–779, 1995.

JACKSON, T. R. et al. Defining and measuring the mean residence time of lateral surface transient storage zones in small streams. **Water Resources Research**, v. 48, n.10, p. 1-20, 2012.

LANCASTER, J.; HILDREW, A. G. Characterizing In-stream Flow Refugia. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, n. 8, p. 1663-1675, 1993.

LEMMON, P. E. A Spherical Densimeter for Estimating Forest Overstory Density. **Forest Science**, v. 2, n. 1, p. 314-320, 1956.

LEMMON, P. E. A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667-668, 1957.

MARTI, Eugenia et al. Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1, p. 285-293, 2004.

MEYER, J. L. The Role of Sediments and Bryophytes in Phosphorus Dynamics

in a Head Water Stream Ecosystem. **Limnology & Oceanography**, v. 24, n. 2, p. 365–375, 1979.

MULHOLLAND, P. J. et al. Can uptake length in streams be determined by nutrient addition experiments? Results from an interbiome comparison study. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 4, p. 544–560, 2002.

MULHOLLAND, P. J. et al. Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. **Nature**, v. 452, n. 7184, p. 202–205, 2008.

MULHOLLAND, P. J. et al. Nitrate removal in stream ecosystems measured by experiments : Denitrification 15 N addition. v. 54, n. 3, p. 666–680, 2009.

NEWBOLD, J. D. et al. Nutrient Spiraling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. **The American Naturalist**, v. 120, n. 5, p. 628–652, 1982.

NEWBOLD, J. D. et al. Phosphorus Dynamics in a Woodland Stream Ecosystem : A Study of Nutrient Spiralling. **Ecology**, v. 64, n. 5, p. 1249–1265, 1983.

NEWBOLD, J. D. et al. Uptake of nutrients and organic C in streams in New York City drinking- water-supply watersheds. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 4, p. 998– 1017, 2006.

NEWBOLD, A. J. D. et al. Phosphorus Dynamics in a Woodland Stream Ecosystem : A Study of Nutrient Spiralling Published by : Ecological Society of America Linked references are available on JSTOR for this article : PHOSPHORUS DYNAMICS IN A WOODLAND STREAM ECOSYSTEM : A STUDY OF NU. v. 64, n. 5, p. 1249–1265, 2015.

NEWCOMER J. et al. Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis. **Water**. 2016.

O'BRIEN, J. M. et al. The saturation of N cycling in Central Plains streams: 15N experiments across a broad gradient of nitrate concentrations. **Biogeochemistry**, v. 84, n. 1, p. 31-49, 2007.

OE, I. O. L. A. G. B. STREAM MORPHOLOGY CONTROLS AMMONIUM RETENTION. v. 85, n. 10, p. 2818–2827, 2004.

OVIEDO-VARGAS, D.; ROYER, T. V.; JOHNSON, L. T. Dissolved organic carbon manipulation reveals coupled cycling of carbon, nitrogen, and phosphorus in a nitrogen-rich stream. **Limnology and Oceanography**, v. 58, n. 4, p. 1196-1206, 2013.

PAYN, R. A. et al. Estimation of stream nutrient uptake from nutrient addition experiments. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 3, p. 174-182, 2005.

PETERSON, B. J. et al. Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. **Science**, v. 292, n. April, p. 86–90, 2001.

PIPER, L. R.; CROSS, W. F.; MCGLYNN, B. L. Colimitation and the coupling of N and P uptake kinetics in oligotrophic mountain streams. **Biogeochemistry**, v. 132, n. 1–2, p. 165–184, 2017.

POTTER, J. D. et al. Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape.

Ecological Applications, v. 20, n. 8, p. 2104–2115, 2010a.

POTTER, J. D. et al. Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape.

Ecological Applications, v. 20, n. 8, p. 2104–2115, 2010b.

POWERS, S. M.; STANLEY, E. H.; LOTTIG, N. R. Quantifying phosphorus uptake using pulse and steady-state approaches in streams. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 7, n. August, p. 498–508, 2009.

RABALAIS, N. N. Nitrogen in Aquatic Ecosystems. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 31, n. 2, p. 102–112, 2002.

RATTAN, K. J. et al. Quantifying seasonal variation in total phosphorus and nitrogen from prairie streams in the Red River Basin, Manitoba Canada. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 649–659, 2017.

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.

REVIEWS, B. International Centre of Landscape Ecology (ICOLE), Department of Geography, Loughborough University, UK. p. 382–383, [s.d.].

ROBERTS, B. J.; MULHOLLAND, P. J.; HOUSER, J. N. Effects of upland disturbance and instream restoration on hydrodynamics and ammonium uptake in headwater streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 1, p. 38–53, 2007.

ROSA, R. S.; MESSIAS, R. M.; AMBROZINI, B. Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. **Ecologia**, p. 52, 2003.

SALTARELLI, W. A. **Metabolismo em riachos subtropicais: variação**

espaço-temporal e influência de gradiente de condições ambientais. [s.l.]
Universidade de São Paulo, 2017.

SCHADE, J. D. et al. The stoichiometry of nitrogen and phosphorus spiraling in heterotrophic and autotrophic streams. **Freshwater Biology**, v. 56, n.3, p. 424-436, 2011.

SCHLESINGER, W. H. et al. Introduction to coupled biogeochemical cycles. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 1, p. 5–8, 2011.

SCHOLZ, F. et al. The impact of ocean deoxygenation on iron release from continental margin sediments. **Nature Geoscience**, v. 7, n. 6, p. 433–437, 2014.

SEITZINGER, S. P. et al. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 24, n. 2, 2010.

SHORTAGE, F. et al. *Quim. Nova*, v. 36, n. 9, p. 1468–1476, 2013.

Sustentável. [s.l: s.n.].

TANIWAKI, R.; PIGGOTT, J.; FERRAZ, S.; MATTHAEI, C.; Climate change and multiple stressors in small tropical streams. **Hydrobiologia**. 2017.

TANK, J. L. et al. Analysis of nitrogen cycling in a forest stream during autumn using a ¹⁵N-tracer addition. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 5, p. 1013–1029, 2000.

TANK, J. L.; BERNOT, M. J.; ROSI-MARSHALL, E. J. Nitrogen Limitation and Uptake. In: **Methods in Stream Ecology**, 2a. ed. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Inc., 2007. p. 213-238.

TEODORU, C. et al. Nutrient Retention in the Danube's Iron Gate Reservoir. **Eos**, v. 87, n. 38, p. 385-400, 2006.

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.

TUTTLE, A. K. et al. Channel complexity and nitrate concentrations drive denitrification rates in urban restored and unrestored streams. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 770–777, 2014.

TYSMANS, D. J. J. et al. Spatial and temporal variability of nutrient retention in river basins: A global inventory. **Ecological Indicators**, v. 34, p. 607–615, 2013.

VALLET, H. M. et al. Stream Nutrient Uptake, Forest Succession and



Biogeochemical Theory. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2888-2901, 2002.

VANNI, M. J. et al. Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 5, p. 791–811, 2011.

VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n.1, p. 130-137, 1980.

VON SCHILLER, D. et al. Inter-annual, annual, and seasonal variation of P and N retention in a perennial and an intermittent stream. **Ecosystems**, v. 11, n. 5, p. 670–687, 2008a.

VON SCHILLER, D. et al. Inter-annual, Annual, and Seasonal Variation of P and N Retention in a Perennial and an Intermittent Stream. **Ecosystems**, v. 11, p. 670–687, 2008b.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The Serial Discontinuity Concept in lotic ecosystems. In: FONTANE, T. D.; BARTHELL, S. M. (Eds.). . **Dynamics of lotic ecosystems**. Ann Arbor, MI, EUA: Ann Arbor Science, 1983. p. 494.

WEBSTER, J. R. **Analysis of potassium and calcium dynamics in stream ecosystems on three Southern Appalachian watersheds of contrasting vegetation**. [s.l.] University of Georgia, Athens, 1975.

WEBSTER, J. R. et al. Factors affecting ammonium uptake in streams-an inter-biome perspective. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 8, p. 1329-1352, 2003.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia, EUA: Saunders Co., 1975.

WOLLHEIM, W. M. et al. Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing. **Limnology and Oceanography**, v. 46, n. 1, p. 1–13, 2001.