

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

WESLEY APARECIDO SALTARELLI

**Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais:
efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes**

Versão Corrigida

São Carlos (SP)

2021

WESLEY APARECIDO SALTARELLI

**Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais:
efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes**

Versão Corrigida

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientador: Prof. Assoc. Davi Gasparini
Fernandes Cunha

São Carlos (SP)

2021

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).

S176m Saltarelli, Wesley Aparecido
Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais: efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes / Wesley Aparecido Saltarelli; orientador Davi Gasparini Fernandes Cunha. São Carlos, 2021.

Tese (Doutorado) - 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, 2021.

1. Fósforo. 2. Nitrogênio. 3. Produção primária. 4. Respiração ecossistêmica. 5. Sistemas fluviais. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **WESLEY APARECIDO SALTARELLI**.

Título da tese: "Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais: efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes".

Data da defesa: 18/11/2021.

Comissão Julgadora

Resultado

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

Aprovado_____

Profa. Dra. **Danielli Cristina Granado Romero**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Presidente Prudente)

Aprovado_____

Profa. Dra. **Ana Lucia Brandimarte**
(Instituto de Biociência/IB-USP)

Aprovado_____

Profa. Dra. **Virginia Sanches Uieda**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Botucatu)

Aprovado_____

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

Aprovado_____

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

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

Dedico esse trabalho a meus pais,
Regina e Antônio, pelo incentivo
contínuo na busca dos meus
objetivos e sonhos.

AGRADECIMENTOS

Acredito que a conclusão de um trabalho acadêmico é o resultado de um esforço coletivo, com a participação de diversos agentes nesse processo. Gostaria de expressar minha gratidão a todos e todas que contribuíram para a realização deste trabalho, sendo eles:

Ao professor Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, pela inspiração na pesquisa, referencial de ética profissional e pela amizade construída nessa trajetória. Agradeço por desde o mestrado me incentivar profissionalmente, pelas inúmeras parcerias e por todo esforço para a conclusão dessa etapa.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 2017/18519-3), bolsa de estágio de pesquisa no exterior (Processo nº 2019/17712-0) e auxílio à pesquisa regular (Processo nº 2018/21412-9), fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela bolsa de doutorado nos primeiros meses da pesquisa (Processo nº 168121/2017-4).

Ao professor Dr. Sergi Sabater e toda equipe do ICRA (Instituto Catalão de Pesquisas sobre Água), em especial ao Dr. Vicenç Acuna, Dra. Anna Freixa, Dra. Núria Perujo, Dr. Julio Lopez-Doval e MSc. Oriana Llanos, pela recepção durante o intercâmbio e por compartilharem suas experiências com a manipulação dos riachos artificiais.

À Dra. Tatiana Heid Furley e toda equipe da Aplysia Soluções Ambientais, em especial aos técnicos Fernando Mello, Kátia Chagas, Adriano Ramos e Alexandre Peruchi pelo apoio no planejamento e trabalho de campo no rio Mangaraí.

À técnica de laboratório Dra. Adriana Miwa, pelo auxílio nos experimentos e nas análises laboratoriais. À professora Dra. Maria do Carmo Calijuri pela estrutura do laboratório e inspiração. Aos funcionários Waldomiro Antônio Filho e Benedito Patracon, técnico de campo e motorista, pelo apoio nas coletas.

A todas as pessoas que contribuíram para as inúmeras atividades de campo desse trabalho, em especial aos fiéis companheiros MSc. Murilo Ferreira e MSc. Nicolas Finkler. À Cristiane de Freitas pelo auxílio nas desafiadoras coletas no Espírito Santo. À Luiza Moura pela ajuda nos experimentos no riacho Espreado. Ao

Dr. Fellipe Moutinho pelo auxílio nas coletas, discussão dos resultados e redação da tese. Ao MSc. João Bega pela parceria no levantamento bibliográfico.

À toda equipe do laboratório BIOTACE (Aline Cossolin, Álvaro Cavalini, Carolina Barbosa, Carolina Ferreira, Cristiane de Freitas, Fellipe Moutinho, Flávia Bottino, Henrique Sonobe, Janaína Malta, João Bega, Karen Zambrano, Lucas Maroubo, Munique Moraes, Murilo Ferreira, Nicolás Finkler, Raphaella Rodrigues, Rômulo Magri, Vinícius Diniz) que foi fundamental nesse processo. Ao longo desses anos aprendi a importância de um ambiente de trabalho colaborativo e acolhedor.

As diretorias e funcionários da EMBRAPA Pecuária Sudeste, Parque Ecológico de São Carlos Dr. Antônio Teixeira Vianna, Projeto “Conservador das Águas” e Suzano Papel e Celulose pelo apoio logístico e autorização de acesso aos pontos de coleta nos riachos. Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - IEMA, do Governo do Estado do Espírito Santo, pela autorização dos experimentos no rio Mangaraí. Aos professores Dr. Ricardo Figueiredo, Dr. Plinio Camargo e MSc. Lucas Reis pelo apoio na seleção dos riachos em Extrema.

Aos professores Dra. Ana Lucia Brandimarte, Dra. Danielli Romero, Dra. Virginia Uieda e Dr. Ricardo Taniwaki pela leitura da tese e contribuições na banca. Aos funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS), Maria Auxiliadora Pin (Sá), Rosemeire Jesus, Fernanda Struzziatto e André Garcia, pelos auxílios administrativos.

A todos os meus familiares, em especial aos meus pais, Antônio e Regina, e meu irmão, Welton, por todo o esforço desde o início da graduação, pelo incentivo diário e por sempre acreditarem nos meus sonhos.

Às minhas companheiras de intercâmbio Barbbara Rocha, Carolina Muniz e Maria Julia Ganassin, que foram essenciais nessa jornada, pelo auxílio nas estatísticas e todo suporte no nosso confinamento durante 50 dias da pandemia.

Ao longo dessa trajetória, cultivei antigas amizades e conquistei novas. Quero agradecer pelos momentos de descontração, suporte e acolhida, em especial a Adrian Grason, Eduardo Blanco, Fábio Rocha, Fernando Lindo, Jéssica Frata, Juma Siqueira, Leandro Mendes, Leonardo Grigolato, Lucas Maroubo, Lucas Souza, Maria Júlia Cunha, Mariana Oliveira, Priscilla Leandro, Walquíria Magalini, aos amigos do “Sanca Badalada” e companheiros do Rotaract Club Batatais. E por fim, agradeço a todos que indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

“O correr da vida embrulha tudo.
A vida é assim: esquenta e esfria,
aperta e daí afrouxa,
sossega e depois desinquieta.
O que ela quer da gente é coragem (...)”

João Guimarães Rosa

SALTARELLI, W. A. **Medidas estruturais e não estruturais para recuperação de riachos tropicais: efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes.** 2021. 155 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

A estrutura e o funcionamento de rios e riachos têm sido afetados por estressores múltiplos associados às atividades antrópicas. Embora haja uma série de técnicas para a recuperação de ambientes aquáticos degradados, ainda pouco se sabe sobre a influência de tais estratégias sobre indicadores funcionais dos cursos de água, especialmente em regiões tropicais. O objetivo da presente pesquisa foi avaliar o efeito de medidas não estruturais e estruturais para recuperação de riachos tropicais sobre o metabolismo aquático e a retenção de nitrogênio (N) e fósforo (P). Na primeira etapa da pesquisa, foi desenvolvida uma revisão da literatura a respeito das técnicas empregadas mundialmente para a recuperação de riachos. Na segunda, foram estudados dez riachos em São Paulo e Minas Gerais, visando à obtenção de gradiente do sombreamento gerado pela mata ciliar, cuja recuperação é considerada uma técnica não estrutural. Na terceira, foram investigados os efeitos das técnicas estruturais a partir da intervenção experimental no tempo de residência da água e em outros atributos de um trecho de um riacho retificado em São Paulo. Além disso, em um rio no Espírito Santo, foram avaliados três trechos: natural, impactado e recuperado com uma técnica estrutural (aplicação de troncos/galhos de eucalipto). Nas duas últimas etapas, foi estimado o metabolismo (i.e., produção primária bruta, PPB e respiração ecossistêmica, RE) dos cursos de água. Além disso, métricas de retenção de amônio (N-NH₄⁺) e fosfato solúvel reativo (P-PO₄³⁻) foram calculadas a partir de experimentos de adição instantânea de nutrientes e posterior modelagem das taxas (U_{amb}) e velocidades (V_{f-amb}) de retenção ambiental. A revisão bibliográfica evidenciou que as técnicas aplicadas, em geral, apresentaram efeitos positivos (i.e., aumento das taxas de retenção de nutrientes e do metabolismo ou aproximação dos valores observados em condições de referência). Todos os trechos dos riachos avaliados na segunda etapa apresentaram condições heterotróficas (RE > PPB), com PPB entre <0,01-0,27 gO₂ m⁻² dia⁻¹ e RE entre <0,01-22,90 gO₂ m⁻² dia⁻¹. A V_{f-amb} para P-PO₄³⁻ variou entre 0,4-22,0 mm min⁻¹, com

maior média nos trechos sem mata ciliar ($12,4 \text{ mm min}^{-1}$). Já a $V_{f\text{-amb}}$ para N-NH_4^+ variou entre $0,4\text{-}34,4 \text{ mm min}^{-1}$, com maior média nos trechos mais sombreados pela mata ciliar ($10,7 \text{ mm min}^{-1}$). Na terceira etapa, os resultados dos experimentos no trecho retificado indicaram tendência de aumento na $V_{f\text{-amb}}$ de ambos os nutrientes com o incremento do tempo de residência. A U_{amb} e a $V_{f\text{-amb}}$ do trecho do rio recuperado com a aplicação de troncos e galhos se aproximaram das condições naturais (i.e., do trecho de referência). As taxas metabólicas e as métricas de retenção estiveram associadas, na maioria dos casos, aos estágios de recuperação da mata ciliar e às mudanças nas características hidromorfológicas e do substrato. Assim, confirmaram-se como potenciais indicadores do funcionamento ecossistêmico em resposta às intervenções diretas e indiretas para recuperação dos cursos de água. A partir do entendimento do efeito de tais técnicas de recuperação, os resultados da presente pesquisa podem subsidiar a definição de critérios e metodologias em futuros projetos de recuperação ambiental de rios e riachos impactados.

Palavras-chave: fósforo; nitrogênio; produção primária; recuperação ambiental; respiração ecossistêmica; sistemas fluviais.

ABSTRACT

SALTARELLI, W. A. **Structural and non-structural techniques for the restoration of tropical streams: effects on aquatic metabolism and nutrient retention.** 2021. 155 f. Thesis (PhD) – São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2021.

Rivers and streams' structure and functioning have been affected by multiple stressors associated with human activities in the last decades. Although there are several techniques applied for the restoration of aquatic environments, the influence of such strategies on functional indicators is little understood, especially in tropical regions. Hence, this study evaluated the effect of non-structural and structural measures used for stream restoration, focusing on aquatic metabolism and nitrogen (N) and phosphorus (P) retention in tropical streams. In the first part of this study, we conducted a literature review identifying, evaluating, and synthesizing the techniques used worldwide for streams restoration. In the second part, we studied ten streams (Sao Paulo and Minas Gerais States, southeastern Brazil), across a shading gradient generated by the riparian forest, whose restoration was considered a non-structural technique. In the third part, we investigated the effects of structural techniques (i.e., experimental intervention on water residence time and other attributes) on a simplified stream channel in Sao Paulo. In addition, we selected three reaches in a restored river (Espírito Santo State, southeastern Brazil): natural, impacted, and restored with a structural technique (application of eucalyptus trunks/branches); to evaluate the effects of such intervention on aquatic metabolism and nutrient uptake. In the last two parts, the watercourses metabolism (i.e., gross primary production, GPP and ecosystem respiration, ER) was estimated. In addition, ammonium (N-NH₄⁺) and reactive soluble phosphate (P-PO₄³⁻) retention were calculated from instantaneous nutrient addition experiments and subsequent modeling of ambient uptake rate (U_{amb}) and velocity (V_{f-amb}). The literature review showed that the applied techniques generally had positive effects on ecosystem functioning (i.e., increased nutrient retention and metabolism rates or approximation of values observed under reference conditions). All streams' reaches evaluated in the second part presented heterotrophic conditions (ER > GPP), with GPP between <0.01-0.27 gO₂ m⁻² day⁻¹ and ER between <0.01-22.90 gO₂ m⁻² day⁻¹. The V_{f-amb} for P-PO₄³⁻ ranged 0.4-22.0

mm min⁻¹, with the highest mean in the reaches without riparian forest (12.4 mm min⁻¹). The V_{f-amb} for N-NH₄⁺ ranged from 0.4 to 34.4 mm min⁻¹, with the highest mean in the riparian shaded reaches (9.5 mm min⁻¹). In the third part, we observed an increase in both N-NH₄⁺ and P-PO₄³⁻ V_{f-amb} with the increase of water residence time in the simplified stream channel. The U_{amb} and V_{f-amb} in the restored river tended to be close to its natural conditions (i.e., the reference reach). In general, metabolic rates and retention metrics were associated with the level of riparian forest restoration and changes in hydromorphological and substrate characteristics. Metabolic rates and retention metrics therefore may be potential indicators of ecosystem functioning in response to direct and indirect interventions on stream restoration. The results generated by this study can support the criteria and methodologies definition in future restoration projects for impacted rivers and streams.

Keywords: phosphorus; nitrogen; primary production; environmental restoration; ecosystem respiration; river systems.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Critérios utilizados para pesquisa avançada na plataforma <i>Web of Science</i> , com detalhamentos dos parâmetros de pesquisa, termos, filtros e classificação.....	34
Figura 2 – Critérios utilizados para classificação do tipo de intervenção para recuperação, detalhamentos do design do estudo, caracterização da área e efeitos avaliados.....	35
Figura 3 – Número de artigos revisados com o uso das taxas de metabolismo aquático ou das métricas de retenção de nutrientes para avaliação do efeito da recuperação de riachos, em relação ao ano de publicação (2000 a 2020)	36
Figura 4 – Possíveis efeitos da presença da vegetação ripária sobre a estrutura e funcionamento do ecossistema.....	62
Figura 5 – Exemplos dos gráficos gerados no <i>output</i> do BASE, utilizados na análise de convergência e ajuste dos parâmetros, mostrando três cadeias não convergentes (A) ou convergentes (B), além de ajuste insatisfatório (C) ou satisfatório (D) entre as concentrações de OD observadas e modeladas.....	74
Figura 6 – Representação esquemática da adição instantânea de nutrientes e coleta das amostras ao longo da curva de condutividade, monitorada a jusante do trecho 76	
Figura 7 – Precipitação total mensal (A), em mm, e temperatura do ar média (B), em °C, nos municípios de Araraquara (SP), São Carlos (SP) e Extrema (MG), entre janeiro de 2018 e agosto de 2019, com média histórica referente ao período de 1992 a 2010, da estação localizada na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP.....	79
Figura 8 – Variação da densidade da cobertura vegetal (%) (A), com sua porcentagem relativa de sombreamento (fechado) e sem sombreamento (aberto), vazão ($L s^{-1}$) e velocidade média da água ($m min^{-1}$) (B), nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	81
Figura 9 – Composição do substrato (%), com a respectiva participação relativa de areia, substrato fino, rocha, galho, raiz, folha nos riachos em estudo, no mês de janeiro de 2018.....	82
Figura 10 – Teores de clorofila bentônica ($mg m^{-2}$) nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	83

Figura 11 – Concentração de carbono total (A), em mg L^{-1} , com sua fração inorgânica (CI) e orgânica (CO), nos meses de janeiro e julho de 2018, e de sólidos suspensos totais (B), em mg L^{-1} , com sua fração inorgânica (SSI) e orgânica (SSO), e nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	87
Figura 12 – Concentração de P-PO_4^{3-} (A) e N-NH_4^+ (B), em $\mu\text{g L}^{-1}$, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019.....	88
Figura 13 – Taxas de PPB (A), RE (B) e PPL (C) ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019.....	90
Figura 14 – Métricas $S_{w\text{-amb}}$ (m) (A) e U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) (B) para P-PO_4^{3-} , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	92
Figura 15 – Métrica $V_{f\text{-amb}}$ (mm min^{-1}) para P-PO_4^{3-} , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	93
Figura 16 – Métricas $S_{w\text{-amb}}$ (m) (A) e U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) (B) para N-NH_4^+ , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019.....	95
Figura 17 – Métrica $V_{f\text{-amb}}$ (mm min^{-1}) para N-NH_4^+ , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	96
Figura 18 – Processo de desenvolvimento de um projeto para recuperação, com escolhas baseadas no problema a ser solucionado e objetivos definidos de acordo com contexto ecológico, geomorfológico e socioeconômico.....	108
Figura 19 – Representação esquemática de possíveis técnicas estruturais para a recuperação de ambientes aquáticos de acordo com nove tipologias principais (A-I)	109
Figura 20 – Configurações da manipulação experimental do ESP2, pela adição de barreiras, com as quais foram gerados incrementos relativos de 20% (A) e 40% (B) nos tempos de residência	114
Figura 21 – Configurações da manipulação experimental do ESP2, pela adição de tela de sombreamento, em que foram gerados incrementos relativos de 50% (A) e 70% (B) no sombreamento.....	116
Figura 22 – Imagem de satélite e localização do trecho de referência (PRES), controle de impacto (IMPA) e recuperado pelo projeto Renaturalize (RENA), com ponto a montante (seta branca) e jusante (seta amarela).....	119

Figura 23 – Estruturas utilizadas no Projeto Renaturalize, com troncos de madeira no canal (rígida, A e B), troncos e feixes de galhos (flexível, C e D), áreas de remanso e acúmulo de folhas e sedimento fino (estrutura em “D”, E e F)	122
Figura 24 – Vazão ($L s^{-1}$) e velocidade média da água ($m min^{-1}$), no trecho de referência (ESP1, verde) nos meses de fevereiro e julho de 2019, e nas configurações experimentais no trecho retificado (ESP2) com o trecho sem barreiras (E1) e com barreira (E2 e E3), e após a instalação da tela com de sombreamento (E4 e E5)	123
Figura 25 – Taxas de PPB (A), RE (B) e PPL (C) ($g O_2 m^{-1} dia^{-1}$), no trecho de referência (ESP1) nos meses de fevereiro e julho de 2019, e nas configurações experimentais no trecho retificado (ESP2) com o trecho sem tela de sombreamento (E1, monitorado por 3 dias) e após a instalação da tela com 50% (E4, monitorado por 3 dias) e 70% (E5, monitorado por 7 dias)	126
Figura 26 – Variação da densidade da cobertura vegetal (%) (A), com sua porcentagem relativa de sombreamento (fechado) e sem sombreamento (aberto), nos meses de março e julho de 2019 e composição do substrato (%) (B), com a respectiva participação relativa de sedimento fino, areia, cascalho, rocha e galhos nos trechos em estudo	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L\ s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), design do estudo e os efeitos sobre o metabolismo aquático (método de mensuração, aumento ou redução da PBB ou RE).....	38
Tabela 2 – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L\ s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), <i>design</i> do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação	43
Tabela 3 – Informações sobre as estações de coleta, incluindo nome do riacho, código, localização, características principais, classificação da vegetação no inventário florestal, extensão, largura média da mata ciliar e fotografia.....	66
Tabela 4 – Variáveis abióticas da água determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados	72
Tabela 5 – Parâmetros de entrada no modelo BASE para estimativas das taxas metabólicas nos riachos estudados	73
Tabela 6 – Profundidade (cm) e largura média (m), média e desvio padrão, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019	82
Tabela 7 – Medições <i>in situ</i> para temperatura ($^{\circ}C$), pH, turbidez (UNT), condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$), oxigênio dissolvido ($mg\ L^{-1}$), com média \pm desvio padrão do trecho, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019.....	85
Tabela 8 – Variáveis ambientais preditoras para a PPB e RE selecionadas por regressão linear múltipla	89
Tabela 9 – Variáveis ambientais preditoras para a U_{amb} e V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ selecionadas por regressão linear múltipla	91
Tabela 10 – Variáveis ambientais preditoras para a U_{amb} e V_{f-amb} de $N-NH_4^+$ selecionadas por regressão linear múltipla	94

Tabela 11 – Síntese das principais variáveis analisadas, com respectivas médias e ANOVA entre os três grupos (sem mata ciliar, em recuperação e referência)	97
Tabela 12 – Comparação de estudos do metabolismo aquático (PPB: produção primária bruta; RE: respiração ecossistêmica) em diferentes regiões e usos do solo	99
Tabela 13 – Comparação de estudos da eficiência de retenção de nutrientes (V_{f-amb} : velocidade de retenção) em trechos com diferentes graus de recuperação. n = número de estudos.....	103
Tabela 14 – Informações sobre os trechos estudados, incluindo nome do riacho, código, localização, principais características, extensão e fotografia	113
Tabela 15 – Informações sobre os trechos estudados, incluindo código, localização, principais características, extensão, largura média da mata ciliar e fotografia	118
Tabela 16 – Concentração (N_{amb} , em $\mu\text{g L}^{-1}$) e métricas ambientais de retenção de nutrientes S_{w-amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e V_{f-amb} (mm min^{-1}), para P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ , e durante o experimento de adição de barreiras (E1: trecho sem barreiras; E2 e E3: incrementos de 20% e 40% do tempo de residência, respectivamente) nos trechos em estudo.....	124
Tabela 17 – Medições <i>in situ</i> , com uso de sonda multiparâmetros para temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, turbidez (UNT) e condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), e com uso de sensor óptico para oxigênio dissolvido.....	128
Tabela 18 – Vazão (L s^{-1}), velocidade média da água (m min^{-1}), profundidade (m) e largura média (m), nos trechos em estudo, nos meses de março e julho de 2019 .	128
Tabela 19 – Concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) e métricas ambientais de retenção de nutrientes S_{w-amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e V_{f-amb} (mm min^{-1}), para P-PO_4^{3-} , nos trechos em estudo, em março e julho de 2019	129
Tabela 20 – Taxas de PPB, RE e PPL ($\text{g O}_2 \text{m}^{-1} \text{dia}^{-1}$), nos trechos em estudo,	129

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO DA TESE	27
CAPÍTULO I	31
1.1 Apresentação e objetivos da revisão sistemática	31
1.2 Metodologia empregada na revisão sistemática	33
1.3 Resultados numéricos da revisão	35
1.3.1 Metabolismo aquático	36
1.3.2 Retenção de nutrientes	41
1.4 Estado atual de conhecimento sobre o tema	51
1.5 Considerações finais	57
CAPÍTULO II	61
2.1 Introdução	61
2.2 Objetivos e hipóteses	64
2.3 Materiais e métodos	65
2.3.1 Área de estudo e amostragem	65
2.3.2 Variáveis meteorológicas	68
2.3.3 Densidade da cobertura vegetal	69
2.3.4 Variáveis hidráulicas	69
2.3.5 Caracterização geral do canal, substrato e clorofila bentônica	70
2.3.6 Variáveis da água.....	71
2.3.7 Modelagem do metabolismo aquático.....	72
2.3.7.1 Procedimento de campo	72
2.3.7.2 Modelagem matemática	73
2.3.8 Quantificação da retenção de nutrientes.....	75
2.3.9 Análise estatística	78
2.4 Resultados	79

2.4.1 Variáveis meteorológicas	79
2.4.2 Densidade da cobertura vegetal	80
2.4.3 Variáveis hidráulicas	80
2.4.4 Caracterização geral do canal, substrato e clorofila bentônica	80
2.4.5 Variáveis da água.....	84
2.4.6 Taxas do metabolismo aquático.....	89
2.4.7 Métricas de retenção de nutrientes	91
2.4.8 Síntese dos resultados.....	97
2.5 Discussão	98
2.5.1 Metabolismo aquático	98
2.5.2 Retenção de nutrientes	102
2.6 Considerações finais.....	105
CAPÍTULO III	107
3.1 Introdução	107
3.2 Objetivos e hipóteses.....	112
3.3 Materiais e métodos	113
3.3.1 Simulação de técnica de recuperação em um riacho retificado	113
3.3.1.1 Área de estudo e amostragem	113
3.3.1.2 Manipulação experimental	114
3.3.1.2.1 Adição de barreiras	114
3.3.1.2.2 Tela de sombreamento	115
3.3.1.3 Variáveis ambientais	116
3.3.2 Metabolismo e retenção de fosfato em trechos de rio com técnicas estruturais implantadas	116
3.3.2.1 Área de estudo e amostragem	116
3.3.2.2 Técnica estrutural de recuperação: instalação de troncos de eucalipto	120

3.3.2.3 Variáveis ambientais, retenção de nutrientes e metabolismo aquático	121
3.4 Resultados	123
3.4.1 Simulação de técnica de recuperação em um riacho retificado	123
3.4.1.1 Densidade da cobertura vegetal e variáveis hidráulicas	123
3.4.1.2 Retenção de nutrientes	124
3.4.1.3 Metabolismo aquático	125
3.4.2 Metabolismo e retenção de fosfato em trechos de rio com técnicas estruturais implantadas	127
3.4.2.1 Variáveis ambientais	127
3.4.2.2 Métricas ambientais de retenção de P-PO ₄ ³⁻ e metabolismo aquático	128
3.5 Discussão	130
3.5.1 Simulação de técnica de recuperação em um riacho retificado	130
3.5.2 Metabolismo e retenção de fosfato em trechos de rio com técnicas estruturais implantadas	132
3.6 Considerações finais	134
REFERÊNCIAS	137

APRESENTAÇÃO DA TESE

Os ambientes aquáticos propiciam uma série de benefícios ao ser humano, denominados serviços ecossistêmicos (SE). Esses serviços são caracterizados como regulação, provisão, culturais e suporte. As atividades antrópicas, como o crescimento não planejado de cidades e de áreas agrícolas, vêm impactando esses ambientes com o aporte de elevadas cargas de nutrientes, em especial fósforo (P) e nitrogênio (N), que têm levado esses ambientes ao processo de eutrofização artificial. Além disso, a biodiversidade aquática e o desempenho dos SE pelos cursos de água também têm sido comprometidos pela remoção da mata ciliar, retificação e canalização dos leitos originais, processos erosivos, homogeneização do substrato natural e perda da heterogeneidade de habitats, entre outros impactos. O conhecimento dos efeitos desses impactos sobre indicadores de funcionamento de ecossistemas aquáticos, como o metabolismo e a retenção de nutrientes, é fundamental para subsidiar iniciativas de recuperação desses ambientes e consequentemente dos seus SE.

O metabolismo dos riachos (i.e., balanço entre produção primária bruta, PPB, e respiração ecossistêmica, RE) pode ser usado como indicador de funcionamento ecossistêmico frente aos diversos estressores ambientais (Hall, 2016). Os estudos a respeito da influência do uso e ocupação do solo sobre o metabolismo aquático foram predominantemente realizados em regiões temperadas, com menor disponibilidade de avaliações similares em ambientes subtropicais ou tropicais (Silva-Junior, 2016). A compreensão dos processos de transporte e retenção de nutrientes, por sua vez, também permite avaliar o funcionamento do ecossistema, uma vez que os mecanismos envolvidos na ciclagem de P e N também podem revelar a integridade dos sistemas aquáticos (Covino et al., 2010). A retenção de P e N ocorre por meio de diversos mecanismos físico-químicos (e.g., adsorção, sedimentação, volatilização) e biológicos (e.g., assimilação pela biota aquática), responsáveis pela autodepuração dos cursos de água. Assim, destaca-se a importância do entendimento desses processos de retenção para o desenvolvimento e aplicação de técnicas de recuperação de riachos.

Diversas medidas não estruturais e estruturais para a mitigação desses impactos (e.g., alterações hidromorfológicas no canal, eutrofização) e recuperação

dos ambientes aquáticos vêm sendo desenvolvidas e aplicadas nos últimos anos. As medidas não estruturais consistem na recomposição da mata ciliar, promovendo a redução da incidência de radiação solar, prevenção de processos erosivos e maior heterogeneidade de tipos de substrato no leito dos riachos. Já as medidas estruturais consistem na intervenção direta nos corpos hídricos, com a aplicação de estruturas ou realização de obras, visando à recomposição dos meandros naturais, diminuição da velocidade da água, criação de diferentes habitats, redução do transporte de sedimentos e da exportação de nutrientes, entre outros benefícios. Essa pesquisa objetivou avaliar os efeitos de medidas não estruturais e estruturais para recuperação de riachos tropicais sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes como contribuição às ações voltadas à recuperação ambiental. Para isso, a estrutura dessa tese foi organizada, além dessa apresentação, em três capítulos.

O Capítulo I apresenta uma revisão sistemática da literatura, com estudos publicados entre os anos 2000 e 2020, visando identificar quais as principais técnicas de recuperação foram aplicadas mundialmente e as respectivas respostas esperadas sobre o metabolismo aquático e retenção de P e N. Tal capítulo descreve, com detalhamento da área de estudo e da metodologia utilizada para avaliação, os efeitos (i.e., aumento, redução ou sem efeitos) das intervenções em riachos descritas em 55 publicações, correspondendo a 18 estudos com o uso das taxas metabólicas e 37 com uso das métricas de retenção de nutrientes como indicadores da recuperação dos riachos.

O Capítulo II apresenta dados primários, obtidos a partir de atividades de campo e laboratório, concernentes ao metabolismo aquático (PPB e RE) e à retenção de fosfato solúvel reativo ($P-PO_4^{3-}$) e amônio ($N-NH_4^+$) em riachos recuperados a partir de uma abordagem não estrutural e localizados nos estados de São Paulo e Minas Gerais. Para isso, consideraram-se dez riachos de primeira ordem caracterizados por um gradiente de disponibilidade de luz gerado pelo sombreamento da mata ciliar. O metabolismo dos riachos foi estimado a partir de modelagem matemática das alterações da concentração de oxigênio dissolvido na água ao longo do tempo. A retenção de nutrientes foi caracterizada modelagens de experimentos com adições controladas de nutrientes nos riachos. Além disso, o capítulo apresenta os modelos de regressão linear múltipla (RLM) para predição das

taxas metabólicas e de retenção, além de discussões, conclusões e recomendações.

Por fim, o Capítulo III aborda experimentos para avaliação dos efeitos de técnicas estruturais de recuperação. Para tal, foram efetuados experimentos de curta duração para simular a aplicação de técnicas estruturais de recuperação. Foram avaliados os efeitos da adição de barreiras (e.g., rochas, galhos ou estruturas artificiais) e tela de sombreamento (para simular o efeito de atenuação da disponibilidade de luz pela mata ciliar) em um riacho retificado no estado de São Paulo. Além disso, o capítulo apresenta resultados da estimativa das taxas metabólicas e da retenção de $P-PO_4^{3-}$ em um rio no Espírito Santo no qual técnicas estruturais de recuperação já haviam sido implantadas anteriormente.

CAPÍTULO I

RETENÇÃO DE NUTRIENTES E METABOLISMO AQUÁTICO EM RIACHOS RECUPERADOS: REVISÃO SISTEMÁTICA

1.1 Apresentação e objetivos da revisão sistemática

A preservação dos riachos é de fundamental importância para a manutenção dos SE (Costanza et al., 1997, 2014). Tais serviços oferecem uma série de benefícios diretos e indiretos, que incluem serviços de suporte, provisão, regulação e culturais, como o desempenho na regulação do clima, na provisão de água para usos consuntivos e não consuntivos e na manutenção da ciclagem de nutrientes e energia (Dodds et al., 2013; Raitif et al., 2019). O funcionamento desses ecossistemas pode ser influenciado por fatores naturais ou antrópicos. As atividades antrópicas, particularmente, têm impactado esses ambientes, sua estrutura e funcionamento por meio de aportes de elevadas cargas de nutrientes, principalmente P e N, levando à eutrofização artificial e outras implicações negativas para os usos da água e o equilíbrio ecológico (Dodds, 2006; Smith, 2003; F. Tromboni & Dodds, 2017).

O desempenho dos SE em riachos também pode ser prejudicado devido à remoção de mata ciliar, retificação e canalização, construções de barragens, processos de erosão, remoção do substrato natural e perdas de diversidade de habitat (Milly et al., 2005; Sabater et al., 2018). Conhecer os efeitos desses impactos sobre os indicadores de funcionamento do ecossistema aquático, como a retenção de nutrientes e o metabolismo, é de fundamental importância para orientar metodologias e estratégias de recuperação de riachos (Pander & Geist, 2013; Díaz et al., 2018). A retenção de nutrientes, um importante SE e função dos cursos de água, pode ocorrer por uma combinação de processos físico-químicos e biológicos. Os processos físicos (e.g., sedimentação em áreas de remanso de sistemas lóticos) podem diminuir os níveis de sólidos suspensos e a turbidez, além de promover indiretamente a retenção de contaminantes e nutrientes adsorvidos às partículas sedimentáveis (Bouwman et al., 2013; Gabriele et al., 2013). O nitrogênio pode ser permanentemente removido através de mecanismos químicos e biológicos, como a combinação nitrificação-desnitrificação, processos que estabilizam componentes

inorgânicos (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) em produtos inertes gasosos (N_2) por meio de reações de óxido-redução mediadas por microrganismos.

A retenção ecossistêmica de nutrientes em riachos está relacionada diretamente com as taxas de produção primária (Sabater et al., 2000; Mulholland et al., 2008). Por outro lado, a desnitrificação (um dos processos de transformação do NO_3^-) normalmente está relacionada com a respiração ecossistêmica (Potter et al., 2010). Em geral, os processos metabólicos em riachos (produção primária, respiração ecossistêmica) e a ciclagem de nutrientes dependem da disponibilidade de substratos e energia (nutrientes, matéria orgânica e radiação solar) e da hidromorfologia/hidrodinâmica, que determinam os habitats disponíveis para os organismos heterotróficos e autotróficos (Valett et al., 1996; Gücker & Boëchat, 2004). O aumento da biodiversidade (e.g., espécies de algas) pode impulsionar a absorção e armazenamento de nitrato (Cardinale, 2011).

O conceito de espiral de nutrientes abordou a transformação dos nutrientes em riachos, por meio de processos de retenção e mineralização, e fundamentou a avaliação de sua ciclagem, por meio dos fluxos mássicos de nutrientes e as distâncias necessárias para a ocorrência desses processos (Newbold, 1982). Dessa forma, o conceito propôs que o nutriente, em uma forma inorgânica, percorre uma distância na coluna de água (S_w) até ser retido no sedimento (e.g., adsorção pelo substrato ou assimilação pela comunidade bentônica). Posteriormente, pode ocorrer a remineralização desse nutriente, com seu retorno para a coluna de água. Estudos discutiram que as distâncias de retenção podem ser influenciadas por alguns fatores, como o tempo de residência da água (Valett et al., 1997) e a temperatura da água (Butturini & Sabater, 1998). A ciclagem dos nutrientes nos ecossistemas lóticos vem sendo estudada por diversos autores, buscando caracterizar seus processos de autodepuração.

Nesse sentido, Covino et al. (2010) desenvolveram uma abordagem para estimar as métricas ambientais de retenção em riachos, por meio de experimentos com a adição controlada de nutrientes e traçadores. A modelagem desenvolvida pelos autores permite a estimativa de três principais métricas ambientais, sendo S_{w-amb} , U_{amb} e V_{f-amb} as que foram abordadas na presente tese. A S_{w-amb} é distância que uma molécula de nutriente na forma dissolvida percorre até ser retida pelos mecanismos bióticos ou abióticos (Newbold et al., 1982). A S_{w-amb} é um indicativo da

retenção, em que quanto menor a distância, maior a retenção do trecho. A U_{amb} é a taxa ambiental de retenção de nutrientes, expressa geralmente em $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$. Já a V_{f-amb} é a velocidade ambiental de retenção de nutrientes, que pode associada a eficiência do trecho na retenção.

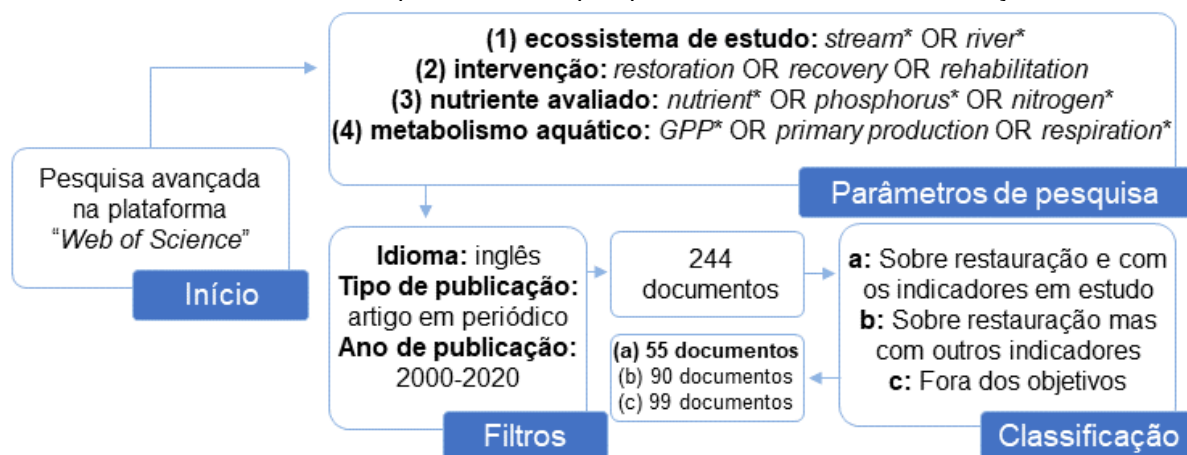
O objetivo principal do presente capítulo foi desenvolver uma revisão crítica da literatura a respeito das principais técnicas empregadas mundialmente para a recuperação de riachos. Além disso, analisar quais os principais efeitos sobre o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes foram observados, bem como as metodologias utilizadas para recuperação e os indicadores para avaliação desses efeitos.

1.2 Metodologia empregada na revisão sistemática

Foi realizada uma revisão bibliográfica sistemática por meio de uma pesquisa avançada na plataforma *Web of Science*, com termos e filtros pré-definidos, para a seleção de trabalhos sobre recuperação de riachos com avaliação de seus efeitos sobre as taxas metabólicas e as métricas de retenção de nutrientes. Os termos “*stream*” e “*river*” foram utilizados para a seleção do tipo ecossistema estudado. Para definir a intervenção, foram utilizados os termos “*restoration*”, “*recovery*” e “*rehabilitation*”. Os efeitos sobre a retenção de nutrientes foram pesquisados com os termos “*nutrient*”, “*phosphorus*” e “*nitrogen*” e, para o metabolismo, com os termos “*GPP*”, “*primary production*” e “*respiration*”. Nos parâmetros de pesquisa, foram utilizados operadores booleanos (i.e., AND para restringir a pesquisa, quando os resultados deveriam conter um termo e o outro; OR para ampliar a pesquisa, em que os resultados poderiam conter um termo ou o outro) e o rótulo de campo TS (tópico, i.e., a pesquisa pelos termos selecionados foi realizada no título, resumo e palavras-chave dos artigos da base de dados). O símbolo * foi utilizado para considerar o singular, plural ou variações de escrita dos termos. A pesquisa foi realizada para artigos publicados entre 2000 e 2020, em inglês. A partir dos parâmetros de pesquisa e filtros utilizados, foram obtidos inicialmente 244 artigos, sendo que 99 estavam fora dos objetivos da revisão, 90 eram estudos sobre recuperação, porém com outros indicadores de avaliação e 55 foram selecionados por apresentarem metabolismo aquático e retenção de nutrientes como indicadores da recuperação (Figura 1).

Os 55 artigos selecionados foram classificados de acordo com o tipo de intervenção para recuperação: (A) recomposição da mata ciliar com o reflorestamento da área, (B) mudança no tempo de residência ou armazenamento temporário ou (C) mudança na estrutura do canal, conexão lateral ou *wetland*. Os tipos de intervenção B e C foram divididos em subcategorias, sendo B1: criação de meandros/incremento da sinuosidade; B2: uso de defletores, rochas; B3: criação de *pools* ou áreas de remanso; B4: incremento da vazão; C1: mudanças na conexão com a área de várzea ou implantação de *wetland*/biorreator; C2: remoção do concreto de fundo; C3: elevação do fundo e alargamento do leito do riacho.

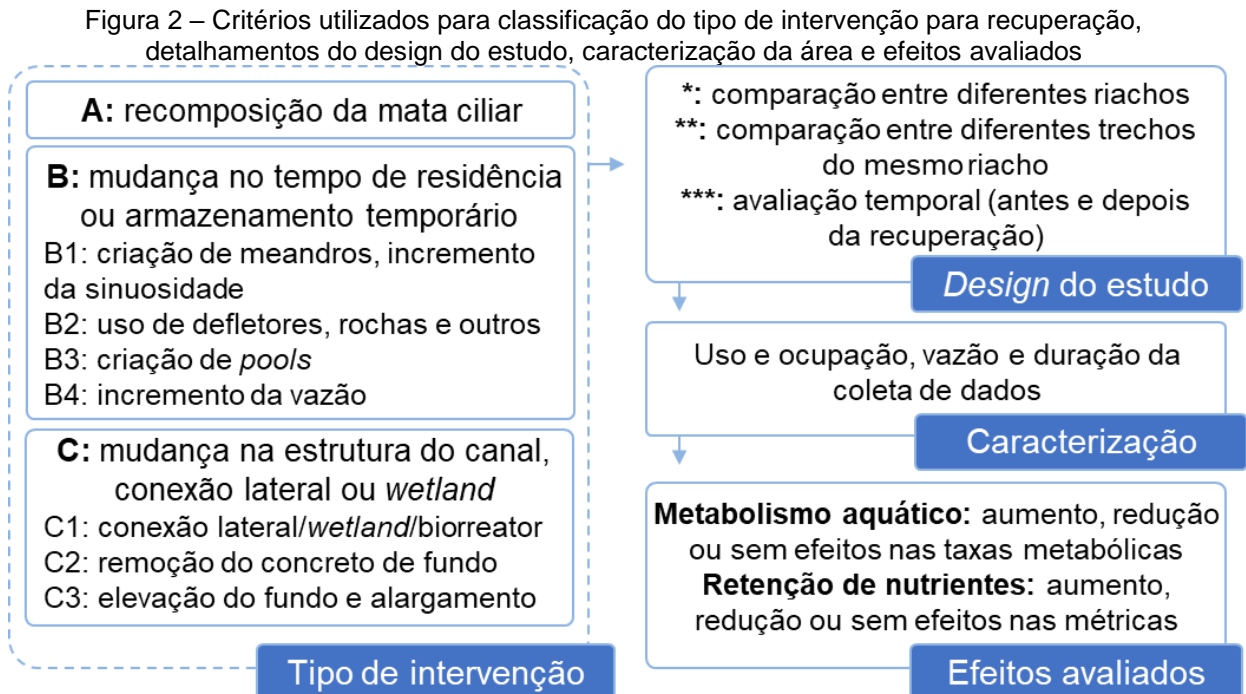
Figura 1 – Critérios utilizados para pesquisa avançada na plataforma *Web of Science*, com detalhes dos parâmetros de pesquisa, termos, filtros e classificação



Fonte: Autoria própria.

O *design* de cada estudo foi classificado de acordo com a forma de avaliação, sendo: * comparação entre diferentes riachos (e.g., recuperados, preservados, agrícolas e urbanos); ** comparação entre diferentes trechos do mesmo riacho (e.g., a montante e a jusante da recuperação ou entre trechos recuperados e degradados); *** comparação temporal (e.g., antes e depois da recuperação). Foram compilados dados para caracterização da área, como a classificação da categoria de uso do solo (i.e., URB: área urbana; MIN: mineração; AGR: área agrícola; PRE: preservado ou com mínima interferência antrópica), além da variação da vazão (mínimo e máximo). A duração da coleta de dados e a metodologia para determinação do metabolismo ou retenção de nutrientes também

foram identificadas. Os efeitos sobre as taxas metabólicas ou a retenção de nutrientes foram classificados em aumento, redução ou sem efeitos (Figura 2).

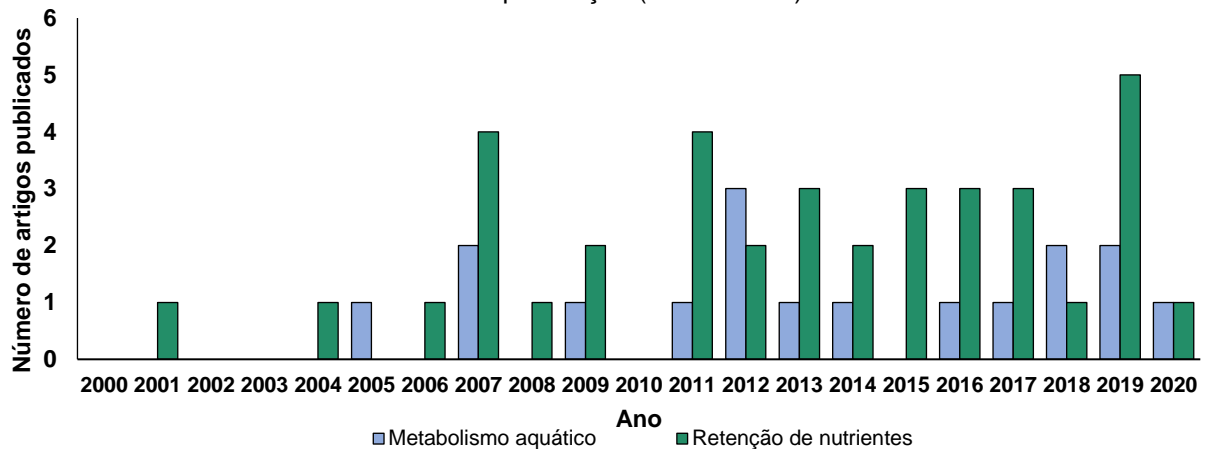


Fonte: Autoria própria.

1.3 Resultados numéricos da revisão

Entre os 55 artigos selecionados, 18 e 37 estudos empregaram as taxas metabólicas e as métricas de retenção de nutrientes como indicadores dos efeitos da recuperação dos riachos, respectivamente. Além disso, o número dos artigos publicados aumentou na última década, de 4 publicações com uso do metabolismo aquático entre 2001-2010 para 13 entre 2011-2020 (aumento de 325%) e de 10 publicações com uso da retenção de nutrientes entre 2001-2010 para 27 entre 2011-2020 (aumento de 270%) (Figura 3).

Figura 3 – Número de artigos revisados com o uso das taxas de metabolismo aquático ou das métricas de retenção de nutrientes para avaliação do efeito da recuperação de riachos, em relação ao ano de publicação (2000 a 2020)



1.3.1 Metabolismo aquático

Os efeitos da recuperação dos riachos sobre o metabolismo aquático foram avaliados em 18 estudos, no entanto, a distribuição geográfica dos estudos não foi uniforme. O país com o maior número de estudos foi os Estados Unidos, com 10 artigos publicados (correspondendo a 55% do total), seguido da Austrália e Áustria com 2 artigos cada. A maioria dos estudos foi realizada em áreas urbanizadas (4 estudos), seguida de agrícolas (3 estudos), preservadas (2 estudos), com mineração (2 estudos) ou com múltiplos usos (agrícola e/ou urbanizada/preservada, 4 estudos). Em três estudos, não foi identificada a classificação de uso do solo.

A mudança no tempo de residência da água ou no armazenamento temporário foi considerada na maioria dos estudos (8 estudos), seguida da mudança na estrutura do canal (4 estudos), combinação de diferentes tipos de intervenções para a recuperação (4 estudos) e recuperação da mata ciliar (2 estudos). O principal *design* de avaliação utilizado foi a comparação dos resultados entre diferentes riachos (e.g., riachos recuperados, preservados, agrícolas ou urbanos), com 6 estudos. A comparação entre diferentes trechos do mesmo riacho (e.g., a montante e a jusante da recuperação ou trechos entre recuperados e degradados) foi utilizada em 4 estudos e a avaliação temporal (e.g., antes e depois da recuperação) foi adotada em 2 estudos. Além disso, alguns estudos utilizaram a combinação de formas para avaliação, sendo 5 com a comparação entre diferentes riachos e

diferentes trechos e 1 com a comparação entre diferentes trechos, antes e depois da recuperação (Tabela 1).

A metodologia mais utilizada para a estimativa das taxas metabólicas foi a variação do oxigênio dissolvido ao longo do tempo (13 estudos), sendo o método com uma estação em sete estudos, duas estações em quatro estudos e com a combinação de estação única + dupla em dois estudos. O método de incubação (e.g., câmaras com água e sedimento dos riachos) foi empregado em cinco estudos. Em geral, considerando esses 18 artigos que avaliaram os efeitos sobre o metabolismo aquático, 44% reportaram aumento na PPB, 17% redução e em 33% não houve variação (em um estudo, 6%, somente a RE foi avaliada). Já em relação à RE, foi observado aumento em 61% dos estudos, redução em 6% e não houve variação em 33%.

Tabela 1 – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em L s⁻¹), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), design do estudo e os efeitos sobre o metabolismo aquático (método de mensuração, aumento ou redução da PPB ou RE)

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão (L s ⁻¹)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, design	Metabolismo aquático		
								Método	PPB	RE
1	Ecosystem responses to channel restoration decline with stream size in urban river networks	Levi & Mcintyre (2020)	Wisconsin, EUA	URB	19,0 - 196,0	0,3	C2 (*/**)	Estação única	Aumento	Aumento
2	Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover	Reisinger et al. (2019)	Maryland, EUA	URB	0,5 - 81,4	2,0	B1/B2 (*)	Estação única	Aumento	Sem efeitos
3	Metabolic Variance: A Metric to Detect Shifts in Stream Ecosystem Function as a Result of Stream Restoration	Blersch et al. (2019)	New York, EUA	MIN	124,0 - 369,0	2,0	B2/B3 (**)	Duas estações	Redução	Aumento
4	Periphyton and ecosystem metabolism as indicators of river ecosystem response to environmental flow restoration in a flow-reduced river	Huang et al. (2018)	Kyushu, Japão	-	1.500,0 – 15.000,0	0,8	B4 (***)	Estação única	Aumento	Aumento
5	Evaluation of Restoration and Flow Interactions on River Structure and Function: Channel Widening of the Thur River, Switzerland	Martin et al. (2018)	Suíça	-	47.000	1,7	C1/C2 (**)	Incubação	Sem efeitos	Aumento
6	Leaf litter additions enhance stream metabolism, denitrification, and restoration prospects for agricultural catchments	O'Brien et al. (2017)	Canterbury, Nova Zelândia	URB	33,0 - 160,0	2,0	B2 (*)	Duas estações	Sem efeitos	Aumento
7	Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism	Kupilas et al. (2017)	Rhine-Westphalia, Alemanha	AGR URB PRE	21.300	3,0	C2/C3 (*/**)	Estação única e dupla	Aumento	Aumento

Tabela 1 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em L s⁻¹), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo e os efeitos sobre o metabolismo aquático (método de mensuração, aumento ou redução da PBB ou RE)

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão (L s ⁻¹)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i>	Metabolismo aquático		
								Método	PBB	RE
8	The influence of floodplain restoration on whole-stream metabolism in an agricultural stream: insights from a 5-year continuous data set	Roley et al. (2014)	Indiana, EUA	AGR	10,0 - 2.000,0	5,0	A (**/***)	Estação única e duas estações	Sem efeitos	Sem efeitos
9	Effects of hydromorphology and riparian vegetation on the sediment quality of agricultural low-order streams: consequences for stream restoration	Teufl et al. (2013)	Áustria	AGR	1,0 - 20,0	0,6	A/B1 (*)	Incubação	-	Sem efeitos
10	Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams	Gabriele et al. (2013)	Weinviertel, Áustria	AGR	0,4 - 19,3	2,0	A/B1 (*/**)	Estação única	Aumento	Redução
11	The expansion of woody riparian vegetation, and subsequent stream restoration, influences the metabolism of prairie streams	Riley & Dodds (2012)	Kansas, EUA	PRE	4,0 - 19,0	4,0	A/C1 (*)	Duas estações	Aumento	Aumento
12	Effects of benthic habitat restoration on nutrient uptake and ecosystem metabolism in three headwater streams	Hoellein et al. (2012)	Michigan, EUA	PRE	29,2 - 53,0	1,4	B2 (*/**)	Estação única	Sem efeitos	Aumento
13	Epilithic Community Metabolism as an Indicator of Impact and Recovery in Streams Affected by Acid Mine Drainage	DeNicola et al. (2012)	Pennsylvania, EUA	MIN	8,8	1,1	C1 (*/**)	Incubação	Aumento	Sem efeitos

Tabela 1 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em L s⁻¹), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo e os efeitos sobre o metabolismo aquático (método de mensuração, aumento ou redução da PBB ou RE)

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão (L s ⁻¹)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i>	Metabolismo aquático		
								Método	PBB	RE
14	Testing the Field of Dreams Hypothesis: functional responses to urbanization and restoration in stream ecosystems	Sudduth et al. (2011)	North Carolina, EUA	URB PRE	3,0 - 15,0	0,5	B1 (*)	Estação única	Sem efeitos	Sem efeitos
15	Rehabilitation of Stream Ecosystem Functions through the Reintroduction of Coarse Particulate Organic Matter	Aldridge et al. (2009)	Austrália	-	4,0 - 95,0	0,1	B2 (**)	Incubação	Sem efeitos	Aumento
16	Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, USA	Colangelo (2007)	Flórida, EUA	URB	9.250,0 – 70.000,0	5,0	C3/B4 (***)	Estação única	Aumento	Aumento
17	Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture	McTammany et al. (2007)	North Carolina e Virginia, EUA	AGR PRE	39,0 - 99,0	0,8	A (*)	Duas estações	Redução	Sem efeitos
18	Setting goals and measuring success: linking patterns and processes in stream restoration	Ryder & Miller (2005)	Sudeste da Austrália	AGR PRE	3472	0,3	B4 (**)	Incubação	Redução	Aumento

- dado não disponível

Legenda:

Uso do solo: URB: área urbana; MIN: mineração; AGR: área agrícola; PRE: preservado ou com mínima interferência antrópica.

Tipo de intervenção: A: recuperação da mata ciliar; B1: criação de meandros/incremento da sinuosidade; B2: uso de defletores, rochas; B3: criação de *pools* ou áreas de remanso; B4: incremento da vazão; C1: mudanças na conexão com a área de várzea ou implantação de *wetland*/biorreator; C2: remoção do concreto de fundo; C3: elevação do fundo e alargamento do leito do riacho.

Design do estudo: * comparação entre diferentes riachos (e.g., recuperados, preservados, agrícolas e urbanos); ** comparação entre diferentes trechos do mesmo riacho (e.g., a montante e a jusante da recuperação ou entre trechos recuperados e degradados); *** comparação temporal (e.g., antes e depois da recuperação).

1.3.2 Retenção de nutrientes

Os efeitos da recuperação dos riachos sobre as métricas de retenção de nutrientes foram avaliados em 37 estudos, sendo a maioria nos Estados Unidos (53 % do total), seguido da Nova Zelândia com 8%. A maioria dos estudos foi realizada em áreas urbanizadas (11 estudos), seguida de agrícolas (8 estudos), preservadas (5 estudos) e em 10 estudos com múltiplos usos (agrícola e/ou urbanizada/preservada). Em três estudos, não foram identificadas as classificações de uso do solo.

Os tipos de intervenções para a recuperação apresentaram diversas configurações, sendo 2 estudos com recuperação da mata ciliar, 18 estudos com mudança no tempo de residência da água ou no armazenamento temporário e 3 estudos com mudanças na estrutura do canal. Além disso, foram observadas combinações dos tipos de intervenção, sendo: 5 estudos com a combinação de recuperação da mata ciliar com tempo de residência da água/estrutura do canal; e 9 estudos com a combinação de mudanças no tempo de residência da água e estrutura do canal (Tabela 2).

O *design* para avaliação utilizado nos estudos foi diversificado, sendo a comparação dos resultados entre diferentes riachos utilizada em 10 estudos. A comparação entre diferentes trechos do mesmo riacho foi utilizada em 5 estudos. Além disso, a maioria dos estudos utilizou a combinação de diferentes *designs* para avaliação, sendo: 8 com a comparação entre diferentes trechos do mesmo riacho, antes e depois da recuperação; 8 com a comparação entre diferentes riachos, usando diversos trechos deles; 5 com a comparação entre diferentes riachos, antes e depois da recuperação; 1 com comparação de diferentes trechos e riachos, antes e depois da recuperação.

A metodologia utilizada para a estimativa da retenção de nutrientes apresentou diferentes abordagens, sendo 13 estudos com análise da diferença na concentração basal de nutrientes, 14 com adições controladas de nutrientes (9 em pulso e 5 em *plateau*), 4 com avaliação da taxa de desnitrificação, 4 com estimativa da carga de nutrientes exportada a jusante, 1 com incubação *in situ* em câmaras e 1 com avaliação da concentração de fósforo total (PT) no sedimento.

Considerando os principais tipos de intervenções utilizados para a recuperação (A, B ou C, Figura 2), os dois estudos que avaliaram a recuperação das

matas ciliares (A) reportaram redução da concentração basal ou da carga de nitrogênio total (NT) exportada a jusante. Dos estudos com mudança no tempo de residência da água ou armazenamento temporário (B), 50% utilizaram as métricas S_{W-amb} , V_{f-amb} ou U_{amb} (com estimativa de uma ou mais) para avaliação da recuperação. Desses 50%, a U_{amb} de $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $P-PO_4^{3-}$ foi a métrica com maior resposta a recuperação (quatro estudos com aumento e dois sem efeitos). Já a V_{f-amb} de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ aumentou em quatro e não apresentou efeitos em três. O S_{W-amb} de $N-NH_4^+$ não apresentou variação em quatro estudos e em dois houve redução.

Nos demais estudos que não utilizaram as métricas anteriores, dois observaram aumento na taxa de desnitrificação, dois redução na carga exportada ($N-NH_4^+$ e NT). A redução da concentração basal foi observada em dois ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $P-PO_4^{3-}$), aumento em um (PT e NT) e sem efeitos em um ($N-NO_3^-$). Dos estudos que avaliaram a mudança na estrutura do canal, conexão lateral ou *wetland* (C), um observou a redução da concentração basal de NT, mas a taxa de nitrificação e balanço de massa não apresentaram diferenças após a recuperação.

Considerando os estudos que utilizaram combinações dos tipos de intervenção (A, B e C), em 35% deles a avaliação da recuperação foi realizada com as métricas S_{W-amb} , V_{f-amb} ou U_{amb} (com estimativa de uma ou mais). A V_{f-amb} e U_{amb} apresentaram aumento em três estudos, a V_{f-amb} não apresentou efeito em um, e o S_{W-amb} foi reduzido em três deles. A redução das concentrações basais ou cargas exportadas de nutrientes ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, NT, PT ou $P-PO_4^{3-}$) foram observadas em 14 estudos.

De modo geral, considerando o número de estudos (que avaliaram uma ou mais formas dos nutrientes) e as duas principais metodologias utilizadas para as estimativas de retenção (concentração basal e adição de nutrientes controlada), 10 estudos observaram redução da concentração basal de nutrientes ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, NT ou PT). Dois estudos não observaram efeitos e um relatou aumento após a implantação das técnicas de recuperação. Com relação às métricas, a S_{W-amb} reduziu em cinco estudos e não apresentou efeitos em quatro. Já a V_{f-amb} aumentou em seis estudos e não apresentou efeitos em quatro. A U_{amb} aumentou em 6 estudos e não apresentou efeitos em três.

Tabela 2 – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em L s⁻¹), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão (L s ⁻¹)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	SW-amb	V _{f-amb}	U _{amb}	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
1	Ecosystem responses to channel restoration decline with stream size in urban river networks	Levi & McIntyre (2020)	Wisconsin, EUA	URB	19,0 - 196,0	0,3	C2/B3 (*/**) Adição de nutrientes (Pulso)	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ³⁻	Redução Redução Redução	Sem efeitos Sem efeitos Sem efeitos	Aumento Sem efeitos Sem efeitos	-
2	Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover	Reisinger et al. (2019)	Maryland, EUA	URB	0,5 - 81,4	2,0	B1/B2 (*) Adição de nutrientes (<i>Plateau</i>)	N-NO ₃ ⁻	Sem efeitos	Sem efeitos	Sem efeitos	-
3	Capacity for bioreactors and riparian rehabilitation to enhance nitrate attenuation in agricultural streams	Goeller et al. (2019)	Nova Zelândia	AGR	30,0 - 70,0	2,0	A/C (*/***) Concentração basal	N-NO ₃ ⁻	-	-	-	Redução
4	Geomorphic and retention responses following the restoration of a sand-gravel bed stream	Addy & Wilkinson (2019)	Escócia	AGR PRE	300,0 – 6.000,0	4,0	B/C (**/***) Concentração de PT no sedimento	PT	-	-	-	Sem efeitos
5	Influence of urban river restoration on nitrogen dynamics at the sediment-water interface	Lavelle et al. (2019)	Londres, Reino Unido	URB	-	0,3	B (*) Incubação Fluxo de N entre água e sedimento	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻	-	-	-	Sem efeitos Aumento

Tabela 2 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão ($L s^{-1}$)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	SW-amb	V _{f-amb}	U _{amb}	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
6	Forest restoration efforts drive changes in land-use/land-cover and water-related ecosystem services in China's Han River basin	Qi et al. (2019)	China	AGR PRE	-	10,0	A (*/**)	NT	-	-	-	Redução
7	The multiscale effects of stream restoration on water quality	Thompson et al. (2018)	Maryland, EUA	PRE	1,0 – 1.000,0	0,3	B (**/**)	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ³⁻ PT	-	-	-	Redução Redução Redução Redução
8	Leaf litter additions enhance stream metabolism, denitrification, and restoration prospects for agricultural catchments	O'Brien et al. (2017)	Canterbur, Nova Zelândia	AGR	33,0 - 160,0	2,0	B2 (*)	-	-	-	-	Aumento
9	Stream Restoration Performance and Its Contribution to the Chesapeake Bay TMDL: Challenges Posed by Climate Change in Urban Areas	Williams et al. (2017)	EUA	URB	-	7,0	B2/B3 (**/**)	NT PT	-	-	-	Redução Redução
10	Genotoxicity and cytotoxicity reduction of the polluted urban river after ecological restoration: a field-scale study of Jialu River in northern China	Sun et al. (2017)	China	URB	216,5-328,9	0,4	C3/B2 (*/**)	N-NH ₄ ⁺ PT	-	-	-	Redução Sem efeitos

Tabela 2 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão (L s ⁻¹)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	Sw-amb	Vf-amb	Uamb	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
11	Effects of Passive and Structural Stream Restoration Approaches on Transient Storage and Nitrate Uptake	Mueller Price et al. (2016)	Colorado, EUA	AGR	32,0 - 209,0	2,0	A/B2 (*) Adição de nutrientes (Pulso)	N-NO ₃ ⁻	Sem efeitos	Sem efeitos	-	-
12	Stream restoration and sewers impact sources and fluxes of water, carbon, and nutrients in urban watersheds	Pennino et al. (2016)	Maryland, EUA	URB	10,0 - 2714,0	3,0	B/C1 (*) Carga de nutriente exportada	NT PT	-	-	-	Redução Redução
13	Restoration of wood loading has mixed effects on water, nutrient, and leaf retention in Basque Mountain streams	Elosegi et al. (2016)	País Basco, Espanha	PRE	23,0 - 2500,0	3,0	B2 (*/**/****) Adição de nutrientes (Plateau)	N-NH ₄ ⁺ P-PO ₄ ³⁻	Sem efeitos Sem efeitos	-	-	-
14	Nitrogen Removal by Ecological Purification and Restoration Engineering in a Polluted River	Ren et al. (2015)	China	URB	75.000,0 – 198.000,0	3,0	A/C/C3 (**/****) Concentração basal	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻	-	-	-	Redução Redução
15	Does river restoration affect diurnal and seasonal changes to surface water quality? A study along the Thur River, Switzerland	Chittoor Viswanathan et al. (2015)	Suíça	PRE	20.700,0 – 50.400,0	1,7	B (**) Concentração basal	N-NO ₃ ⁻	-	-	-	Sem efeitos
16	Rapid ecosystem response to restoration in an urban stream	Arango et al. (2015)	EUA	URB	93,0 - 161,0	0,1	A/B (**/****) Adição de nutrientes (Plateau)	N-NH ₄ ⁺ P-PO ₄ ³⁻	-	Aumento	-	-

Tabela 2 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão ($L s^{-1}$)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	Sw-amb	Vf-amb	Uamb	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
17	Effects of stormwater management and stream restoration on watershed nitrogen retention	Newcomer Johnson et al. (2014)	Baltimore, EUA	URB PRE	3,0 - 30,0	2,0	C (*) Balanço de massa Taxa de desnitrificação	NT	-	-	Aumento	Sem efeitos
18	Influence of Restoration Age and Riparian Vegetation on Reach-Scale Nutrient Retention in Restored Urban Streams	Mcmillan et al. (2014)	North Carolina, EUA	URB PRE	0,9 - 6,4	2,0	B2/B3/C (*) Adição de nutrientes (<i>Plateau</i>)	N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ³⁻	-	Aumento	Aumento	-
19	Spatial patterns of hyporheic exchange and biogeochemical cycling around cross-vane restoration structures: Implications for stream restoration design	Gordon et al. (2013)	New York, EUA	AGR	30,0 - 400,0	2,0	B2/B3 (*/**) Concentração basal	N-NO ₃ ⁻ N-NH ₄ ⁺	-	-	-	Sem efeitos Redução
20	Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin	Wu et al. (2013)	China	AGR URB	29.400.000	1,5	A (**) Concentração basal	NT PT N-NH ₄ ⁺	-	-	-	Redução Redução Redução
21	Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams	Gabriele et al. (2013)	Áustria	AGR	0,4 - 19,3	2,0	A/B1 (*/**) Adição de nutrientes (<i>Pulso</i>)	N-NH ₄ ⁺	Redução	-	Aumento	-
22	Floodplain restoration enhances denitrification and reach-scale nitrogen removal in an agricultural stream	Roley et al. (2012)	Indiana, EUA	AGR	12,0 - 174,0	3,0	C1 (*) Taxa de desnitrificação	N-NO ₃ ⁻	-	-	-	Sem efeitos

Tabela 2 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão ($L s^{-1}$)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	Sw-amb	Vf-amb	Uamb	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
23	Effects of benthic habitat restoration on nutrient uptake and ecosystem metabolism in three headwater streams	Hoellein et al. (2012)	Michigan, EUA	PRE	29,2 - 53,0	1,4	B2 (*/**) Adição de nutrientes (Pulso)	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ³⁻	-	Aumento Sem efeitos Aumento	-	-
24	Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape	Richardson et al. (2011)	North Carolina, EUA	URB PRE	0,3 - 0,4	8,0	B2/C (**/***) Concentração basal	N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ ⁻ P-PO ₄ ³⁻ NT PT	-	-	-	Redução Redução Redução Redução
25	Do channel restoration structures promote ammonium uptake and improve macroinvertebrate-based water quality classification in urban streams?	Hines & Hershey (2011)	North Carolina, EUA	URB	17,0 - 65,0	2,0	B2/B3 (*) Adição de nutrientes (Pulso)	N-NH ₄ ⁺	Redução	Sem efeitos	Sem efeitos	-
26	Assessing stream restoration effectiveness at reducing nitrogen export to downstream waters	Filoso & Palmer (2011)	EUA	URB	4,5 - 7,5	3,0	A/B2/B3 (*/**) Concentração basal / Carga de nutriente exportada	N-NO ₃ ⁻ N-NH ₄ ⁺	-	-	-	Redução Redução
27	Testing the Field of Dreams Hypothesis: functional responses to urbanization and restoration in stream ecosystems	Sudduth et al. (2011)	North Carolina, EUA	URB PRE	3,0 - 15,0	0,5	B1 (*) Adição de nutrientes (Pulso)	N-NO ₃ ⁻	Sem efeitos	Aumento	Aumento	-

Tabela 2 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão (L s ⁻¹)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	SW-amb	V _{f-amb}	U _{amb}	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
28	Rehabilitation of Stream Ecosystem Functions through the Reintroduction of Coarse Particulate Organic Matter	Aldridge et al. (2009)	Austrália	AGR URB	4,0 - 95,0	0,1	B2 (**) Adição de nutrientes (Pulso)	P-PO ₄ ³⁻	-	-	Aumento	-
29	Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China	Cui et al (2009)	Shandong Province, China	-	11,6 - 138,9	7,0	B2/B3/C1 (**/***) Concentração basal	NT	-	-	-	Redução
								PT	-	-	-	Redução
30	Effects of stream restoration on denitrification in an urbanizing watershed	Kaushal et al. (2008)	Maryland, EUA	URB	99,0	2,8	B (**) Taxa de desnitrificação	-	-	-	-	Aumento
31	Performance evaluation of a newly developed flow diverted bed system for stream restoration	Kim et al (2007)	Coreia	-	174,0	2,0	C1 (**) Concentração basal	NT	-	-	-	Redução
								PT	-	-	-	Redução
32	Effects of upland disturbance and instream restoration on hydrodynamics and ammonium uptake in headwater streams	Roberts, Mulholland, & Houser (2007)	Georgia, EUA	AGR URB PRE	2,7 - 27,6	0,2	B2 (*/***) Adição de nutrientes (Pulso)	N-NH ₄ ⁺	Redução	Aumento	Aumento	-
33	Effects of channel restoration on water velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream	Bukaveckas (2007)	Indiana, EUA	AGR	10,0 - 300,0	4,0	B/C1, C2 (*/***) Adição de nutrientes (Plateau)	N-NO ₃ ⁻	Redução	Aumento	-	-
								P-PO ₄ ³⁻	Redução	Aumento	-	-

Tabela 2 (continuação) – Resumo dos estudos analisados, com área de estudo, classificação da categoria de uso do solo, vazão de base (máximos e mínimos, em $L s^{-1}$), duração da coleta de dados (ano), tipo de intervenção aplicada (A, B ou C, de acordo com subcategorias), *design* do estudo, método e os efeitos (aumento, redução ou sem efeitos) sobre a métricas de retenção de nutrientes, concentração basal, carga exportada ou taxas de desnitrificação

Nº	Título	Autores e ano de publicação	Área de estudo	Uso do solo	Vazão ($L s^{-1}$)	Coleta de dados (ano)	Tipo de intervenção, <i>design</i> , método	Nutriente	S_{W-amb}	V_{f-amb}	U_{amb}	Concentração basal, carga ou desnitrificação ¹
34	Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area	Pedersen et al. (2007)	Jutland, Dinamarca	AGR	27.587,5	4,0	B1/B3/C1 (*/**)	NT	-	-	-	Redução
					-		Concentração basal	PT				Redução
35	Effects of riffle-step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams	Kasahara & Hill (2006)	Ontario, Canada	AGR	9,0 -	1,0	B2/B3 (*/**)	N-NH ₄ ⁺	-	-	-	Aumento
				URB	344,0		Adição de nutrientes (Pulso)	N-NO ₃ ⁻				Aumento
36	Interactions between flow, periphyton, and nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness	Murdock et al. (2004)	Texas, EUA	PRE	680,0	1,8	B4 (**/***)	N-NO ₃ ⁻	-	-	-	Redução
							Concentração basal	P-PO ₄ ³⁻				Redução
37	Regional river flow, water quality, aquatic ecological impacts and recovery from drought	Caruso (2001)	Otago Region, Nova Zelândia	-	18,0 -	1,0	B4 (*/***)	NT	-	-	-	Aumento
					2.098,0		Concentração basal	PT				Aumento

- dado não disponível e/ou avaliado.

Legenda:

Uso do solo: URB: área urbana; MIN: mineração; AGR: área agrícola; PRE: preservado ou com mínima interferência antrópica.

Tipo de intervenção: A: recuperação da mata ciliar; B1: criação de meandros/incremento da sinuosidade; B2: uso de defletores, rochas; B3: criação de *pools* ou áreas de remanso; B4: incremento da vazão; C1: mudanças na conexão com a área de várzea ou implantação de *wetland*/biorreator; C2: remoção do concreto de fundo; C3: elevação do fundo e alargamento do leito do riacho.

Design do estudo: * comparação entre diferentes riachos (e.g., recuperados, preservados, agrícolas e urbanos); ** comparação entre diferentes trechos do mesmo riacho (e.g., a montante e a jusante da recuperação ou entre trechos recuperados e degradados); *** comparação temporal (e.g., antes e depois da recuperação).

S_{W-amb} : distância média em que uma molécula de nutriente na forma dissolvida percorre até ser retida por meio de mecanismos bióticos ou abióticos (J. D. Newbold et al., 1982). A distância de retenção do nutriente é um indicativo da retenção: quanto menor a distância, maior a retenção.

U_{amb} : taxa ambiental de retenção de nutrientes, em $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$. Quanto maior a taxa, maior a capacidade retenção do trecho.

V_{f-amb} : velocidade ambiental de retenção de nutrientes, associada a eficiência do trecho na retenção.

¹ Aumento na concentração basal ou carga exportada indicam redução da retenção do nutriente. Aumento na taxa de desnitrificação indica aumento da retenção do nutriente.

1.4 Estado atual de conhecimento sobre o tema

A aplicação de técnicas de recuperação em riachos tem sido muito utilizada nas últimas décadas em países desenvolvidos (Bernhardt et al., 2005) para, entre outros benefícios, promover a recuperação dos processos biológicos, físicos e químicos e a mitigação de impactos ambientais nesses ambientes (Palmer et al., 2014). Essas medidas para a recuperação podem ser divididas em duas principais categorias, de caráter estrutural e não estrutural. As medidas estruturais são compostas por intervenções diretas nos corpos hídricos, por meio de equipamentos ou obras. Já as não estruturais englobam intervenções indiretas, como a recomposição da mata ciliar (Grull, 2013).

A recuperação da mata ciliar consiste na recomposição das áreas ripárias, como o plantio de vegetação adequada nas margens dos riachos. Podem ser utilizados métodos de engenharia ecológica (e.g., combinação de plantas, arbustos e estacas de madeiras) para prevenção de processos erosivos e criação de habitats para a biota (Pan et al., 2016). Em situações com necessidade de controle de erosão ou inundações frequentes e de elevada magnitude, pode ser necessária a combinação da recomposição da mata ciliar com o uso de gabiões, rochas e vegetação rasteira nas margens. Outros materiais, como estruturas com bambu, seixos, estacas, rede de vegetação tridimensional, podem ser utilizados para a estabilização das margens/fluxo bem como o fornecimento de condições favoráveis ao crescimento de plantas, peixes e macroinvertebrados (Sotir, 1995).

A introdução de troncos de madeira para criação de barreiras dentro do canal de rios tem sido utilizada para a recuperação de trechos impactados, visando melhorias na estabilidade do canal e a criação de diferentes habitats (e.g., *pool-riffles*). Experimentos com essa técnica foram realizados por Brooks et al. (2004), no Rio Williams (NSW, Austrália), com a implantação de 436 troncos de madeira em um trecho de 1,1 km. Entre os principais resultados observados pelos autores, 12 meses após a implantação das estruturas, o aumento na heterogeneidade do canal gerou um incremento de 53,4% e 30,2% na abundância (número de indivíduos por amostragem) e riqueza (número médio espécies por amostragem) de peixes, respectivamente.

Apesar do aumento no número de projetos de recuperação nos últimos 40 anos, ainda se faz necessário o desenvolvimento de programas de monitoramento adequados e estruturados, de longo prazo, para avaliar os efeitos da recuperação sobre os SE (Oliveira et al., 2020). Os estudos compilados em revisão realizada por Kaiser et al. (2020) reportaram melhorias nos SE após a recuperação dos cursos de água, no entanto, somente uma pequena parcela avaliou de forma qualitativa (6,2%) ou quantitativa (4,1%) os efeitos relacionados a tais melhorias. Os autores destacaram, ainda, a dificuldade de comparabilidade dos dados, devido a inconsistências nas avaliações (e.g., ausência de informações sobre a forma de escolha, definição e classificação do SE avaliado). Isso destaca a importância da escolha métricas adequadas para mensurar os efeitos da recuperação, que permitam a comparação entre diferentes ambientes (Wright, 2021).

A PPB e RE são indicadores sensíveis às mudanças no uso e ocupação do solo na área ripária, o que reforça seu potencial para uso como indicador de projetos de recuperação. Riachos classificados por um gradiente de estressores (i.e., porcentagem de remoção da cobertura vegetal, impermeabilização do solo, concentração basal de N), localizados em três regiões diferentes da Nova Zelândia, foram avaliados por Clapcott et al. (2010). Os autores observaram aumento nas taxas de PBB em riachos com maior porcentagem de remoção da cobertura vegetal e concentração de N. Os autores destacaram que a remoção da vegetação explicou a variação de 19,1% na PBB e de 16,7% na RE. Johnson et al. (2015) investigaram a remoção de N (N-NH_4^+ , N-NO_3^-), no rio Truckee (Nevada, EUA), utilizando modelos matemáticos com diferentes técnicas de recuperação. Neste caso, os autores simularam, por exemplo, o incremento da sinuosidade, da relação largura/profundidade e o aumento da zona hiporreica (i.e., da região de interação entre as águas superficiais e subterrâneas) dos riachos. Os autores concluíram que a combinação das diversas técnicas estruturais proporcionou maior retenção das formas de N (54,7% de remoção) em relação à soma delas aplicadas individualmente (44,7%).

As características abióticas/bióticas da água e a diversidade de habitats em riachos tropicais de pequena ordem podem ser influenciadas pelos diferentes estágios de recomposição da vegetação ripária e por atividades na área ripária (e.g., efeito tampão das matas ripárias) (de Souza et al., 2013). O estágio de sucessão

ecológica da mata ciliar pode influenciar a retenção de nutrientes nos riachos (Valett et al., 2002). Os autores evidenciaram que em riachos com florestas antigas (mais de 400 anos) nas suas áreas de drenagem, a taxa de retenção (U_{amb}) de $P-PO_4^{3-}$ foi maior ($U_{amb} = 2,65 \text{ mg P m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) comparada com riachos com vegetação mais jovem (75-100 anos, com $U_{amb} = 0,73 \text{ mg P m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Tais taxas foram relacionadas com a presença de barreiras (e.g., aporte de galhos e troncos provenientes da mata ciliar aos riachos), que aumentaram a retenção de sedimentos finos e a área superficial para o desenvolvimento das atividades microbianas e diversidade funcional no leito dos riachos.

A presença da vegetação ripária pode influenciar o metabolismo dos ecossistemas aquáticos pela variação da disponibilidade de radiação solar decorrente do efeito de sombreamento (Roberts et al. 2007), e por gerar alterações no aporte de carbono orgânico alóctone, como folhas e galhos provenientes da vegetação (Riley & Dodds, 2012; Rosas et al., 2020). Outros fatores podem apresentar efeitos na variação temporal do metabolismo de riachos, como alterações hidrológicas (e.g., devido à remoção do biofilme em situações de aumento de vazão e velocidade da água) (Benson et al., 2013; Hall, 2016), diferença sazonal no aporte de nutrientes por fontes difusas, entre outros. Silva-Junior (2016) destacou que a recuperação da vegetação ripária de riachos impactados é importante para o retorno das taxas metabólicas a uma condição mais próxima da natural, em condições com mínimo ou ausente distúrbio antrópico.

As fontes pontuais de poluição podem alterar características hidráulicas (e.g., vazão, velocidade da água), químicas e, conseqüentemente, a capacidade de absorção de nutrientes pelos cursos de água. Merseburger et al. (2011) relataram que as eficiências de retenção de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ em riachos norte-americanos foram significativamente reduzidas após o lançamento de efluentes de uma estação de tratamento de esgoto (S_{W-amb} de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ a montante da ETE: 670m e 980m, a jusante: 2.585m e 4.614m, respectivamente). Isso significa que, a jusante da ETE, os nutrientes percorrem longitudinalmente trechos significativamente maiores até que sejam assimilados pelo riacho. Os autores também observaram que ocorreu correlação negativa entre a retenção de nitrato ($N-NO_3^-$) e a porcentagem de cobertura da vegetação ripária, ou seja, quanto maior disponibilidade de luz (i.e., menor cobertura ripária), maior a remoção de $N-NO_3^-$ pelo riacho.

Em geral, na presente revisão, foram observados resultados positivos para a retenção de nutrientes (e.g., aumento das métricas de retenção ou redução da concentração basal ou carga exportada) após a implantação de técnicas para a recuperação desses ambientes. O número de estudos com abordagem de técnicas estruturais foi superior em comparação à abordagem não estrutural (i.e., apenas dois estudos sobre recuperação da mata ciliar, categoria A, Tabelas 1 e 2). A combinação de diferentes técnicas estruturais mostrou-se como uma oportunidade para maior eficiência dos projetos de recuperação em comparação com as estratégias individualmente aplicadas, como já observado por Johnson et al. (2015), com maior capacidade de remoção de N-NH_4^+ e N-NO_3^- . Dentre os estudos levantados pelos critérios de seleção na pesquisa avançada (Figura 1), 90 dos 244 estudos mencionaram nos seus resultados efeitos qualitativos/quantitativos sobre parâmetros de qualidade da água ou comunidades biológicas após a recuperação. No entanto, poucos avaliaram diretamente esses efeitos sobre a retenção de nutrientes ou metabolismo aquático (Tabelas 1 e 2). Kaiser et al. (2020), em uma revisão sistemática sobre SE, destacaram a dificuldade da comparabilidade dos dados, o que também foi observado na presente revisão, devido às diferentes metodologias utilizadas para avaliação. Dessa forma, a definição de abordagens únicas para avaliação dos efeitos das técnicas aplicadas é um desafio, principalmente em relação a comparação entre os ambientes.

Em uma revisão sistemática realizada por Newcomer Johnson et al. (2016), foram analisados 79 estudos com recuperação de riachos e suas influências sobre a retenção de P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ e N-NO_3^- . Em geral, segundo a classificação estabelecida pelos autores, 62% dos resultados foram positivos (a recuperação aumentou a retenção ou diminuiu as concentrações basais de nutrientes, em comparação com as condições anteriores), 26% foram neutros (a recuperação não alterou a retenção ou concentração basal de nutrientes) e 12% foram negativos (a recuperação reduziu a retenção ou aumentou as concentrações basais de nutrientes). No entanto, em alguns estudos da revisão do presente capítulo não houve respostas da recuperação sobre as variáveis (e.g., nos estudos nº 2, 11, 13 e 25, Tabela 2). A ausência desses efeitos ou de diferenças significativas em alguns estudos foi correlacionada com alterações hidrológicas, aplicação da técnica de recuperação em pequena escala, ou dificuldade na metodologia de avaliação e

comparabilidade dos dados. Por exemplo, Elozegi et al. (2016) observaram respostas variadas entre os trechos estudados para a retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, após a inserção de barreiras no riacho. Uma das hipóteses dos autores foi a existência de limitações na metodologia de avaliação, no caso a adição controlada de nutrientes em pulso.

Entre os estudos compilados na revisão de literatura da presente tese, as medidas de recomposição da mata ciliar (categoria A, Tabela 1) frequentemente influenciaram de forma significativa as taxas metabólicas. Mctammany et al. (2007), por exemplo, compararam trechos agrícolas, preservados e recuperados com o reflorestamento da mata ciliar de um riacho localizado nos EUA. Os autores observaram que a PPB foi semelhante nos trechos preservados e recuperados ($< 0,1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e maior nos agrícolas ($1,0 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Além disso, os trechos preservados e recuperados apresentaram condições mais heterotróficas (PPL mais negativa) em comparação com o agrícola. Os autores correlacionaram o sombreamento da mata ciliar, redução da biomassa das algas perifíticas e aporte alóctone de matéria orgânica com a limitação da PPB e maior RE nos preservados e recuperados. Roley et al. (2014), por sua vez, estimaram as taxas de metabolismo aquático em trechos recuperados com o restabelecimento da vegetação nas áreas de várzea, nos EUA. Os autores destacaram que a recuperação da área de várzea aumentou a resiliência da PPB após alterações hidrológicas (e.g., elevada precipitação e aumento da vazão) com rápida recuperação após esses eventos.

Além dos efeitos sobre o metabolismo, os estudos compilados na revisão de literatura também indicaram efeitos sobre a retenção de nutrientes após o reflorestamento (categoria A, Tabela 2). A conversão de áreas agrícolas em áreas florestadas, por exemplo, foi avaliada por Qi et al. (2019) em 50 pontos amostrais da bacia hidrográfica do rio Han (Norte da China). Os autores observaram redução da carga de N exportada em 40 dos 50 pontos (com redução de 761,70 t de 2000 para em 2010). Além disso, a exportação de sedimentos reduziu de $1,35 \times 10^8 \text{ t}$ (2000) para $1,17 \times 10^8 \text{ t}$ (2010). Os autores atribuíram essas reduções à recomposição das matas ciliares e consequentes melhorias na conservação do solo e redução da erosão. Wu et al. (2013) também avaliaram a influência do reflorestamento de matas ciliares (nesse caso, ao longo de um trecho urbanizado recuperado, com 8 pontos amostrais). Os autores observaram uma tendência de redução na concentração

basal de NT, PT e N-NH_4^+ de 46, 39 e 60%, respectivamente, que também foi correlacionada com o reflorestamento da área.

A carga de nutriente exportada a jusante foi avaliada em quatro estudos da presente revisão e, de modo geral, os autores observaram redução após a recuperação (Tabela 2). Por exemplo, Thompson et al. (2018) utilizaram essa métrica para avaliar um trecho de 452 m de riacho recuperado nos EUA. A recuperação consistiu no desvio do fluxo do riacho para a planície de inundação, por meio da modificação da forma do canal e adição de barreiras com cascalho, areia e rochas, visando aumento de eventos de inundação e maior tempo de residência da água (Categorias B e C, Figura 2). Os autores observaram redução da carga de P-PO_4^{3-} (44,8%), PT (45,8%), N-NH_4^+ (48,3%), N-NO_3^- (25,7%), NT (49,7%) no trecho recuperado. Quando os dados foram comparados em uma escala maior (com ponto amostral localizado 609 m a jusante), os resultados não apresentaram diferenças significativas. Os autores destacaram que os efeitos do projeto de recuperação aplicados em pequena escala podem não ser identificados em escalas maiores, como de bacia hidrográfica. O monitoramento do trecho, antes e após a recuperação, pode oferecer resultados referentes às mudanças nos parâmetros somente em escala local. Porém, em maior escala, esses resultados podem não se replicar. Dessa forma, o monitoramento dos efeitos da recuperação deve considerar escalas múltiplas (i.e., o trecho recuperado e a área de drenagem como um todo).

A combinação de medidas estruturais, como o uso de barreiras, palhetas cruzadas, ganhos em J e defletores (Categoria B, Tabela 2) com regeneração natural da vegetação podem influenciar a retenção de N-NO_3^- . Mueller Price et al. (2016), por exemplo, investigaram um riacho recuperado nos EUA. Além das medidas estruturais, implantadas em 2003, a área foi isolada do gado na década de 50 e teve regeneração natural da vegetação. O estudo foi conduzido em diferentes trechos, com e sem medidas estruturais de recuperação. Os autores encontraram efeitos variados na retenção de N-NO_3^- e sugeriram que outros fatores (e.g., mudanças temporais na vazão, armazenamento temporário do canal versus troca hiporreica) apresentaram maior influência sobre as métricas de retenção do que as medidas aplicadas.

Por sua vez, Mcmillan et al. (2014) analisaram os efeitos do uso de estruturas (nesse caso, sequências usando ganchos em J, barreiras com rochas e

madeiras para criar áreas de remanso, Categoria B, Tabela 2) sobre a retenção de N-NO_3^- e P-PO_4^{3-} . Os autores evidenciaram, nos cinco riachos na Carolina do Norte (EUA), que as V_{f-amb} para N-NO_3^- ($0,02-3,56 \text{ mm min}^{-1}$) e P-PO_4^{3-} ($0,14-19,1 \text{ mm min}^{-1}$) aumentaram e foram semelhantes a outros riachos urbanos recuperados. Além disso, foi observado que a retenção de P-PO_4^{3-} foi maior em trechos recém recuperados, que foi correlacionada com a assimilação pelo biofilme. Já a maior retenção de N-NO_3^- foi observada em trechos com recuperação mais antiga, provavelmente pela maior estabilidade da comunidade microbiana e estrutura do canal. Dessa forma, destaca-se a importância de considerar a idade do projeto de recuperação no monitoramento e avaliação dos resultados. Em longo prazo, as estruturas implantadas podem gerar alterações na composição do substrato e nas comunidades aquáticas, o que poderá influenciar nas métricas de retenção e no metabolismo.

Os aspectos temporais devem ser considerados no projeto de monitoramento da recuperação. Na presente revisão bibliográfica, foi observado que a maioria dos estudos avaliou os efeitos da recuperação em curto prazo (1 a 2 anos, correspondendo a 78% dos estudos com metabolismo e 65% com retenção de nutrientes). Contudo, quando o processo de recuperação compreende a recomposição da mata ciliar, por exemplo, é necessário considerar os efeitos dos estágios de desenvolvimento da vegetação (e.g., redução da disponibilidade de luz) (Reisinger et al., 2019). O metabolismo aquático (especialmente a PBB) e a retenção de nutrientes podem ser estimulados pela maior disponibilidade de luz (Newcomer Johnson et al., 2014) no início do processo de recuperação. No entanto, a longo prazo o desenvolvimento da vegetação e alterações hidromorfológicas no canal favorecem processos heterotróficos e dissimilatórios (e.g., maior RE ou redução de N-NO_3^- para N-NH_4^+). Dessa forma, o monitoramento de longo prazo é importante para contemplar essas interações da biota com o meio, principalmente após eventos de interferência dos ecossistemas, como um projeto de recuperação (Henry et al., 2002; Wu et al., 2013).

1.5 Considerações finais

A estrutura e a heterogeneidade dos ecossistemas aquáticos, bem como sua diversidade biológica, os processos de ciclagem de nutrientes e o metabolismo

aquático são cada vez mais afetados por uma série de estressores antrópicos. Uma série de medidas para recuperação desses ambientes (por meio da reconfiguração do canal, com técnicas estruturais, ou recomposição da vegetação nativa) vem sendo aplicada nos últimos anos. Recentes estudos têm discutido os efeitos da recuperação de riachos com a hipótese de que as manipulações da estrutura do ecossistema levam a mudanças e respostas nos indicadores funcionais, como o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes. A revisão sistemática da literatura e a síntese das principais técnicas utilizadas para recuperação, das metodologias de avaliação e dos respectivos efeitos sobre o metabolismo aquático e retenção de nutrientes permitiram que fossem estabelecidas as seguintes conclusões e recomendações:

i. As medidas estruturais e não estruturais para a recuperação de riachos sintetizadas neste capítulo, de modo geral, apresentaram efeitos majoritariamente positivos (aumento das taxas de retenção de nutrientes e do metabolismo, ou aproximação dos valores observados em condições de referência) ou neutros (sem efeitos). O número de estudos com o uso de técnicas estruturais (especialmente, com mudança no tempo de residência da água ou no armazenamento temporário) foi superior em comparação à disponibilidade de estudos que se dedicaram às técnicas não estruturais (recomposição da vegetação nativa). Isso destaca a necessidade de mais estudos a respeito da influência do reflorestamento da área ripária sobre esses indicadores em diferentes estágios da recuperação da vegetação.

ii. O monitoramento do efeito das técnicas de recuperação sobre os indicadores funcionais apresenta alguns desafios, como o estabelecimento de métricas e metodologias únicas, que permitam a comparação entre diferentes ambientes. O *design* de estudo mais utilizado foi a comparação dos resultados entre diferentes riachos. Outra forma de avaliação utilizada foi a comparação entre diferentes trechos de um mesmo riacho (e.g. a montante e no trecho recuperado), antes e depois da recuperação. A variável temporal é um ponto chave no monitoramento desses efeitos, e estudos futuros devem considerar as possíveis mudanças da composição do sedimento, comunidades aquáticas e desenvolvimento da vegetação ripária ao longo do tempo.

iii. Apesar do aumento no número de estudos usando os indicadores funcionais para avaliação da recuperação na última década, são necessários mais estudos com essa abordagem, especialmente em ambientes tropicais (apenas três dos estudos compilados foram de regiões subtropicais). Esses avanços são fundamentais para o entendimento de como essas técnicas interagem com os múltiplos usos do solo e refletem no processamento e ciclagem de nutrientes e fluxo de energia nesses ambientes. Além disso, são recomendadas avaliações e discussões sobre os objetivos da recuperação desses ecossistemas, com definições de metas e agendas globais. A recuperação dos serviços ecossistêmicos (e.g., maximizar a retenção de nutrientes ou tornar as taxas de metabolismo mais próximas às observadas sob condições naturais) pode ser uma meta para balizar a escolha de técnicas, o *design* de aplicação e o seu monitoramento.

CAPÍTULO II

METABOLISMO AQUÁTICO E RETENÇÃO DE NUTRIENTES EM RIACHOS SOB DIFERENTES ESTÁGIOS DE RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR

2.1 Introdução

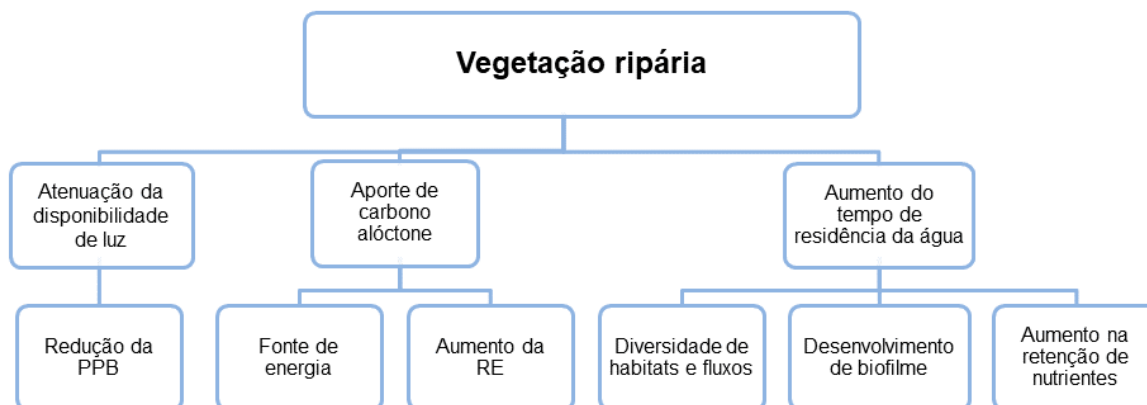
Os riachos de pequeno porte e a vegetação ripária estão estreitamente associados e a suas interações promovem a diversidade e a regulação das funções ecossistêmicas, que por sua vez influenciam as comunidades aquáticas desses ambientes (Osborne & Kovacic, 1993; Ramião et al., 2020). No entanto, os riachos possuem elevada vulnerabilidade e têm sido afetados devido às mudanças de uso e ocupação do solo, introdução de espécies exóticas, mudanças climáticas, remoção da vegetação ripária, entre outros impactos (Carpenter et al., 2011; Jackson et al., 2016; Delaney et al., 2021).

A remoção da vegetação ripária, geralmente associada à expansão urbana, atividade agrícola ou ao desenvolvimento de pastagens, pode levar ao aumento do aporte de nutrientes e sólidos aos cursos de água, por meio das cargas difusas, além de gerar maior disponibilidade de luz e incremento da temperatura da água (Dodds, 2006; Soares et al., 2012). O crescimento da biomassa autotrófica pode ser estimulado por tais fatores, levando à eutrofização desses ecossistemas, com efeitos negativos sobre a concentração de OD, floração de cianobactérias potencialmente tóxicas e comprometimento da qualidade da água (Dodds, 2007; Jarvie et al., 2018). Além disso, a vegetação ripária influencia o metabolismo aquático e a retenção de nutrientes (Figura 4), por meio da mudança na disponibilidade de luz, aporte alóctone de carbono e alteração do tempo de residência da água a partir do aumento da complexidade geomorfológica do canal (Laceby et al., 2017).

O efeito da disponibilidade de luz sobre o metabolismo aquático foi avaliado por Nebgen & Herrman (2019) em um trecho de referência (com sombreamento pela mata ciliar) e outro sem mata ciliar. Os autores instalaram uma tela de sombreamento (com opacidade de 70%) em um trecho de 100 m a jusante do trecho sem mata ciliar. A taxa de PPB no trecho sem mata ciliar foi 19 vezes maior ($6,58 \pm 1,48 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) em comparação com o de referência ($0,35 \pm 0,32 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). O

sombreamento artificial pela instalação da tela reduziu a PPB ($2,65 \pm 0,99 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) a valores mais próximos ao trecho de referência. Os autores correlacionaram a elevada disponibilidade de luz e biomassa do perifíton como os principais controladores da PPB nos trechos abertos.

Figura 4 – Possíveis efeitos da presença da vegetação ripária sobre a estrutura e funcionamento do ecossistema



Fonte: Adaptado de Dodds et al. (2015) e Young et al. (2008).

Outros estudos reportaram que o sombreamento diminui a PPB e regulou o crescimento do biofilme em riachos tropicais (Zhang et al., 2020; Kisaka et al., 2021). Além da produtividade primária, a retenção de nutrientes também pode ser influenciada pelo sombreamento da mata ciliar, como observado por Bechtold et al. (2017) em riachos com diferentes estágios de desenvolvimento da vegetação ripária (10 a 300 anos de idade). Os autores reportaram que os trechos com maior disponibilidade de luz pela abertura do dossel apresentaram maior biomassa no biofilme, PPB, RE e tendência de aumento das taxas de retenção de P-PO_4^{3-} .

Além da atenuação da disponibilidade de luz, a vegetação ripária promove o aporte de matéria orgânica alóctone (e.g., por meio de folhas, galhos e outros detritos lenhosos) que pode aumentar as taxas de RE. McTammany et al. (2007) observaram elevadas taxas de RE (4 a 20 vezes maiores que a PPB) em trechos preservados e com mata ciliar recuperada, que foram correlacionadas com esse aporte de matéria orgânica oriunda da mata ciliar. Os ambientes com mata ciliar preservada tendem a ser naturalmente mais heterotróficos, ou seja, com maior consumo de oxigênio pela RE, e o aporte de matéria orgânica alóctone torna esses

ambientes ainda mais vulneráveis à depleção de OD, como observado por Saltarelli et al. (2018) em riachos tropicais sombreados.

A vegetação ripária também tem sido apontada como um dos principais fatores intervenientes na morfologia do canal, devido à sua interação com o fluxo de água (González del Tánago et al., 2021). As variáveis hidráulicas e morfológicas, como largura e profundidade do canal, velocidade da água e tempo de detenção hidráulica, podem ser influenciadas por barreiras naturais criadas por influência da vegetação ripária (Jerin, 2021), como fragmentos de galhos e outros detritos que alteram o tempo de residência da água. O efeito dessas barreiras sobre a retenção de nutrientes e o armazenamento temporário foi avaliado por Ensign & Doyle (2005), por meio de manipulações experimentais em dois riachos, nos EUA. Os autores reportaram que, após a remoção da vegetação ripária, houve redução entre 45 e 56% no tempo de detenção hidráulica e 43 e 61% no armazenamento temporário, o que gerou redução da retenção de N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} em 88% e 38%, respectivamente. Além disso, o aporte de detritos lenhosos e barreiras naturais pela vegetação ripária altera a composição e a estrutura dos substratos, promovendo maior heterogeneidade e complexidade de habitats para os organismos aquáticos (Bilby & Bisson, 1998).

A interação entre os riachos e a planície de inundação pode gerar elevadas eficiências de processamento de matéria orgânica e nutrientes (Tockner & Stanford, 2002). No entanto, a conexão entre essas áreas vem sendo reduzida com a canalização de riachos e a remoção da mata ciliar (Boisjolie et al., 2020). Estratégias de recuperação que visem essa reconexão hidrológica dos riachos com as suas respectivas planície de inundação podem promover maior retenção de nutrientes (Newcomer Johnson et al., 2016). Os efeitos da recuperação da vegetação na planície de inundação foram observados por Roley et al. (2014), nos EUA, que destacaram a rápida recuperação da PPB após eventos com alterações hidrológicas (e.g., elevada precipitação e aumento da vazão).

2.2 Objetivos e hipóteses

O objetivo principal do presente capítulo foi avaliar como diferentes estágios de sombreamento propiciado pela vegetação ripária podem influenciar as taxas metabólicas (PPB e RE) e a capacidade de retenção de P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ nos riachos estudados, segundo um gradiente de impactos antropogênicos ou de recuperação ambiental a que tais ambientes aquáticos estão submetidos.

Com base no objetivo formulado, testaram-se as seguintes hipóteses:

(i) Os ambientes se tornam mais heterotróficos (diminuição da PPB, e aumento da RE) à medida que o grau de sombreamento aumenta (em função da mata ciliar);

(ii) Como os processos de PPB e RE interferem nas demandas por N e P, a retenção de nutrientes também é afetada ao longo deste gradiente de sombreamento. Neste caso, há maior retenção de P-PO_4^{3-} com o aumento do sombreamento (menor PPB) e maior retenção de N-NH_4^+ com a redução do sombreamento (maior PPB).

2.3 Materiais e métodos

2.3.1 Área de estudo e amostragem

Foram selecionados, após visitas técnicas prévias, dez riachos de pequeno porte (1ª ou 2ª ordem, vazão não superior a 40 L s⁻¹), localizados nos municípios de Araraquara (SP), Brotas (SP), Extrema (MG) e São Carlos (SP). Para a escolha das estações de coleta, o estágio de recuperação da mata ciliar foi utilizado como critério de seleção, visando a obtenção de um gradiente na disponibilidade de luz (Tabela 3). Foram selecionados dois trechos com ausência de mata ciliar (P1 e P2), quatro trechos com diferentes estágios de recuperação (P3 ao P6), e outros quatro trechos com mata ciliar preservada, considerados ambientes de referência (i.e., floresta em estágio secundário, substratos e meandros naturais, baixa interferência antrópica) (P7 ao P10). A extensão dos trechos variou de 46 a 132 m, o que garantiu um tempo de residência da água mínimo de 20 min. Além disso, tais trechos foram selecionados por serem homogêneos, representativos das condições dos riachos, de fácil acesso e considerados seguros para instalação dos equipamentos utilizados em campo. A largura média das matas ciliares foi estimada pelo Google Earth, com oito pontos ao longo dos trechos em estudo, e variou entre 0 e 293 m. Os trechos em recuperação receberam o plantio de mudas de espécies nativas, por projetos realizados pelas prefeituras municipais ou proprietários entre 2003 e 2013, para recomposição da vegetação.

Os municípios de Araraquara, Brotas e São Carlos estão localizados em áreas pertencentes ao Comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Tietê/Jacaré (SigRh, 2020). O município de Extrema pertence ao Comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (IBGE, 2010). Os municípios estão inseridos em área de transição dos biomas Cerrado e Mata Atlântica, e as matas ciliares foram classificadas em: (a) floresta ombrófila densa, vegetação característica de regiões com elevadas temperaturas, médias de 25 °C, e precipitação elevada e bem distribuída durante o ano; (b) floresta estacional semidecidual, vegetação com queda parcial da folhagem, devido a inverno com temperatura mensal média de 15 °C; (c) Cerrado (ou savana) florestado, árvores de porte baixo ou médio, de 3 a 10 m, em geral espaçadas e com copas amplas, de acordo com o mapeamento da cobertura vegetal nativa do Estado de São Paulo de 2020, produzido pelo Instituto Florestal.

Tabela 3 – Informações sobre as estações de coleta, incluindo nome do riacho, código, localização, características principais, classificação da vegetação no inventário florestal, extensão, largura média da mata ciliar e fotografia











Riacho e Código	Posses P1	Posses P2	Nascente 1 P3	Nascente 2 P4	Embaré P5
Coordenadas geográficas	22°52'42,72"S 46°14'45,90"O Extrema - MG	22°52'21,50"S 46°14'49,44"O Extrema - MG	22°53'17,04"S 46°14'26,84"O Extrema - MG	22°53'14,43"S 46°14'23,04"O Extrema - MG	21°57'33,17"S 47°56'40,32"O São Carlos - SP
Características gerais	Riacho sem mata ciliar Trecho sem a presença de mata ciliar, substrato natural, acesso ao gado e feições erosivas	Riacho sem mata ciliar Trecho sem a presença de mata ciliar, substrato natural, acesso ao gado e feições erosivas	Riacho em recuperação Nascente com vegetação em recuperação desde 2007, substrato natural e presença de gramíneas	Riacho em recuperação Nascente com vegetação em recuperação desde 2010, substrato natural e presença de gramíneas	Riacho em recuperação Vegetação em recuperação desde 2003, com trechos com menor sombreamento, substrato natural
Classificação inventário florestal	Sem mata ciliar	Sem mata ciliar	Floresta ombrófila densa	Floresta ombrófila densa	Floresta estacional semidecidual
Extensão do trecho (m)	132	76	46	62	51
Largura média da mata ciliar (m)	Ausente	Ausente	23 ± 2	32 ± 19	19 ± 9
Foto					

Tabela 3 (continuação) – Informações sobre as estações de coleta, incluindo nome do riacho, código, localização, características principais, classificação da vegetação no inventário florestal, extensão, largura média da mata ciliar e fotografia

Riacho e Código	Tributário Mineirinho P6	Broa - Estiva P7	Canchim P8	Fortaleza - Água branca P9	Espraiado P10
Coordenadas geográficas	22°00'12,42"S 47°55'37,66"O São Carlos - SP	22°11'40,31" S 47°53'55,98" O Brotas - SP	21°57'54,69" S 47°50'38,02" O São Carlos - SP	21°47'59,15"S 47°59'59,02"O Araraquara - SP	21°58'46,75"S 47°52'23,11"O São Carlos - SP
Características gerais	Riacho em recuperação Vegetação em recuperação desde 2007, feições erosivas, presença de bambu Poaceae, Bambusoideae	Riacho de referência Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, trecho a jusante de <i>wetland</i> natural	Riacho de referência Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, curso meândrico, próximo à nascente	Riacho de referência Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, área de drenagem com plantio de eucalipto	Riacho de referência Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, curso meândrico, próximo à nascente
Classificação inventário florestal	Floresta estacional semidecidual	Cerrado (savana) florestado	Floresta estacional semidecidual	Floresta estacional semidecidual	Cerrado (savana) florestado
Extensão do trecho (m)	105	54	101	111	84
Largura média da mata ciliar (m)	56 ± 14	47 ± 22	293 ± 14	61 ± 29	83 ± 23
Foto					

A população de São Carlos (SP) estimada para o ano 2020 foi de 254.484 habitantes (IBGE, 2010). Os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento mostraram que 100% dos domicílios do município são atendidos por rede geral de abastecimento de água e a porcentagem de coleta de esgoto em 2019 foi de 86%, com índice de tratamento de 95% (BRASIL, 2020). A população estimada para o município de Araraquara (SP) foi de 238.339 habitantes em 2020 (IBGE, 2010). De acordo com o 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, o índice da população urbana atendida com abastecimento de água foi de 99,4% e para esgotamento sanitário foi de 99,7% (BRASIL, 2020). Já o município de Brotas (SP), possuía uma população estimada 24.636 habitantes para 2020, com 91,6% de esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2010) e 99,7% dos domicílios do município atendidos por rede geral de abastecimento de água (BRASIL, 2020).

O município de Extrema (MG) possuía uma população estimada de 36.951 habitantes para 2020, com 77,2% de índice de esgotamento sanitário adequado (IBGE, 2010). A bacia do rio Jaguari, principal rio da região, integra-se ao abastecimento de água das represas do Sistema Cantareira, que provem água para a região metropolitana de São Paulo. O município possui desde 2005 o programa “Conservador das Águas”, que tem como um de seus objetivos recuperar a mata ciliar de nascentes e riachos (Benini, 2019), no qual quatro riachos do presente estudo estão inseridos.

Foram realizadas quatro amostragens nos riachos, janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019. Dessa forma, foram abrangidas as estações chuvosas e secas, embora as atividades de campo tenham ocorrido sempre em condições de escoamento de base (i.e., *base flow*).

2.3.2 Variáveis meteorológicas

Foram compilados dados de temperatura do ar (média mensal) e precipitação pluviométrica (total mensal) oriundos de postos meteorológicos ou pluviométricos próximos aos riachos em estudo. No município de São Carlos (SP), os dados foram obtidos de um posto da Embrapa Pecuária Sudeste. Nos municípios de Araraquara e Extrema, de estações pluviométricas localizadas no Viveiro de

Mudas (Suzano Papel e Celulose) e do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG), da Universidade de São Paulo, respectivamente.

2.3.3 Densidade da cobertura vegetal

A densidade da cobertura vegetal das matas ciliares nos trechos avaliados foi estimada, em todas as coletas, por um densiômetro esférico côncavo (Lemmon, 1956, 1957). Em cinco pontos ao longo da mata ciliar, foram realizadas as leituras da cobertura do dossel (norte, sul, leste e oeste de cada ponto, a 1 m do solo). A leitura consistiu na contagem sistemática dos 96 quadrantes existentes no espelho côncavo do densiômetro. Cada quadrante foi avaliado de acordo com a abertura de clareiras da mata refletidas sobre a superfície do espelho. O total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, para expressão dos resultados em porcentagem. Foi calculada uma média aritmética dos cinco pontos, resultando na estimativa da porcentagem de sombreamento gerado pela vegetação.

2.3.4 Variáveis hidráulicas

As variáveis hidráulicas (vazão e velocidade média da água) foram mensuradas pelo método de liberação pulsada de soluto conservativo (Webster & Valett, 1996). O método consiste no lançamento de uma solução, com concentração conhecida de cloreto de sódio (NaCl), no trecho em estudo. O deslocamento do soluto foi monitorado por meio de um condutivímetro (Modelo HI 9829, *Hanna® Instruments*, Woonsocket, RI, EUA), a uma distância conhecida, a jusante do ponto de lançamento. Esse monitoramento foi realizado até o retorno às condições naturais anteriores ao lançamento, em intervalos de trinta segundos.

Os dados de condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) foram convertidos para g L^{-1} de NaCl, por meio de uma curva de correção construída em laboratório, com soluções com diferentes concentrações de NaCl. A vazão, em L s^{-1} , foi calculada com os dados da massa total de NaCl adicionado, integração da curva de concentração de NaCl e o tempo de deslocamento do soluto (Equação 1).

$$Q = \frac{M_{\text{NaCl}}}{\int_0^t [\text{NaCl}] t} \quad (1)$$

[Q]: vazão do riacho (L s^{-1});

[M_{NaCl}]: massa total de NaCl (sal conservativo) utilizado no experimento (g);

[NaCl]: concentração obtida de NaCl (g L^{-1});

[t]: tempo acumulado de duração do experimento (s).

A velocidade, em m s^{-1} , foi calculada pela distância do trecho e o tempo acumulado até a concentração máxima de NaCl observada (Equação 2).

$$u = \frac{L}{t_p} \quad (2)$$

[u]: velocidade média do riacho (m s^{-1});

[L]: distância entre o ponto de lançamento do soluto e o ponto mais a jusante do trecho, no qual foi feito o monitoramento da condutividade elétrica (m);

[t_p]: tempo acumulado (s) até a concentração máxima de NaCl observada.

2.3.5 Caracterização geral do canal, substrato e clorofila bentônica

A profundidade e largura (m) média foram mensuradas, em todas as coletas, em no mínimo seis transectos ao longo de cada trecho. Além disso, foram identificados os tipos de substrato predominantes por meio de uma caracterização em dez transectos (com cinco pontos cada) ao longo dos riachos (extensões especificadas na Tabela 3). Para isto, foram registrados os substratos preponderantes (e.g., raízes, rochas, areia, sedimento fino, folhas etc.) em cada ponto e os resultados foram expressos em porcentagem de cada substrato presente. Essa caracterização dos tipos de substrato predominantes foi realizada apenas no primeiro período amostral (janeiro de 2018).

A determinação dos teores de clorofila foi realizada com amostras de substrato (bentônica). Para a determinação da clorofila bentônica, foram coletadas duas amostras dos substratos predominantes de cada riacho (i.e., os substratos que apresentaram maior porcentagem relativa, de aproximadamente 80%, a partir da caracterização dos substratos). A quantificação foi realizada de acordo com Sartory & Grobbelaar (1984). Foi calculada uma média ponderada com a participação

relativa de cada substrato, para a determinação da concentração média para cada riacho.

A extração foi realizada com etanol 80%, choque térmico e repouso das amostras durante 24 h no escuro. A leitura foi realizada no espectrofotômetro, nas curvas 665 nm e 750 nm, com e sem acidificação (APHA, 2012). As concentrações foram calculadas pelo método APHA (2012), com os coeficientes de absorção modificados (Equação 3) por Sartory & Grobbelaar (1984).

$$Cl_{bent} = 28,78 \frac{v}{A*S} [(Abs_{665} - Abs_{750}) - (Abs_{665a} - Abs_{750a})] \quad (3)$$

[Cl_{bent}]: concentração de clorofila bentônica na amostra ($mg\ m^{-2}$);

[28,78]: coeficiente de absorção específica da clorofila bentônica;

[v]: volume de etanol 80% utilizado na extração (L);

[A]: área de coleta da amostra (m^2);

[S]: largura do caminho óptico da cubeta de leitura (cm);

[Abs_{665} e Abs_{750}]: absorbância em 665 e 750 nm da amostra não acidificada;

[Abs_{665a} e Abs_{750a}]: absorbância em 665 e 750 nm da amostra após acidificação.

2.3.6 Variáveis da água

Para a análise das variáveis da água, foram efetuadas medições *in situ* com sonda multiparâmetros Hanna – 9829 (temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica) e sensor óptico com armazenamento de dados Onset-HOBO® U26-001 (OD). Foram coletadas amostras de água, sempre com duas réplicas, para análises no Laboratório BIOTACE (Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP) (Tabela 4). Após filtração (membranas de fibra de vidro, GF3 MN, porosidade de 0,6 μm), foram determinadas as concentrações carbono total (fração orgânica e inorgânica) e nutrientes dissolvidos ($P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$). As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas até a análise de nutrientes.

Para determinação da concentração de sólidos suspensos totais, as amostras foram filtradas em membranas de fibra de vidro (GF/C Whatman, porosidade de 1,2 μm , previamente calcinadas). As membranas foram secas em estufa (24 h, 103 °C) e

mufla (30 min, 550°C) e posteriormente pesadas, para a determinação das frações orgânicas e inorgânicas.

Tabela 4 – Variáveis abióticas da água determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados

Variável	Unidade	Método	Equipamento/Referência
Temperatura	°C	Potenciometria	
pH (potencial hidrogeniônico)	-	Potenciometria	Sonda multiparâmetros Hanna – 9829
Turbidez	UNT (unidade nefelométrica de turbidez)	Nefelometria	
Condutividade elétrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Conductimetria	
Oxigênio dissolvido	mg L^{-1}	Sensor Óptico	Onset-HOBO® U26-001
Carbono total dissolvido (orgânico e inorgânico)	mg L^{-1}	Combustão	TOC Shimadzu® APHA (2012)
Fosfato solúvel reativo (P- PO_4^{3-})	$\mu\text{g L}^{-1}$	Digestão e Espectrofotometria 4.500 P.E	Espectrofotômetro Hach® APHA (2012)
Amônio (N- NH_4^+)	$\mu\text{g L}^{-1}$	Colorimetria	Espectrofotômetro Hach® (Koroleff, 1976)
Sólidos Suspensos Totais (orgânicos e inorgânicos)	mg L^{-1}	Gravimetria e Combustão 2.540D e 2.540E	APHA (2012)

2.3.7 Modelagem do metabolismo aquático

Para a estimativa do metabolismo aquático, foi utilizada a variação da concentração do OD, da temperatura da água e da radiação fotossinteticamente ativa ao longo do tempo (Marzolf et al., 1994, 1998; Young & Huryn, 1998). Para isso, a estimativa foi dividida em duas etapas, uma que consistiu na coleta dos dados em campo e outra na modelagem matemática desses dados para cálculo das taxas de respiração ecossistêmica e da produção primária bruta e líquida.

2.3.7.1 Procedimento de campo

Para o monitoramento da concentração de OD (mg L^{-1}) e temperatura da água (°C), foram instalados sensores ópticos (Onset-HOBO® U26-001) com capacidade para armazenamento dos dados. Tais sensores registraram as informações em intervalos de 10 m, por 24 h, em cada riacho. Os sensores foram calibrados em laboratório antes de cada coleta, pela saturação máxima de OD, conforme orientações do fabricante e foram instalados a jusante dos trechos

avaliados. A radiação fotossinteticamente ativa e pressão atmosférica foram monitoradas em intervalos de 10 min, também durante 24 h, por sensores instalados em campo (Onset-HOBO® UA-002-64 e Onset-HOBO® U20L-04, respectivamente). Foram utilizados os coeficientes de reaeração (k_2) dos riachos, estimados por Ferreira (2018) e Saltarelli et al. (2018), com o uso do método do traçador gasoso. Tal método consistiu na injeção contínua de um gás inerte (hexafluoreto de enxofre) no curso de água e estimativa dos coeficientes a partir do decaimento da concentração do gás ao longo dos respectivos trechos (Demars et al., 2015).

2.3.7.2 Modelagem matemática

A partir dos dados coletados em campo, foram estimadas as taxas metabólicas (PPB, R e PPL) para cada riacho, por meio da modelagem das curvas de OD. Foi utilizado o *script* do modelo bayesiano v. 2.3 (BASE - *BAYesian Single-station Estimation*), elaborado por Grace et al. (2015). Para a modelagem, os dados foram organizados em tabelas (Tabela 5) e, com auxílio dos programas *R* (R Core Team, 2020) e *JAGS* (Plummer, 2003), as taxas foram calculadas.

Tabela 5 – Parâmetros de entrada no modelo BASE para estimativas das taxas metabólicas nos riachos estudados

Parâmetro	Unidade
Data e horário local	aaaa-mm-dd hh:mm:ss
Concentração de oxigênio dissolvido	mg L ⁻¹
Radiação fotossinteticamente ativa	μ mol m ⁻² s ⁻¹
Temperatura da água	°C
Pressão atmosférica	bar
Salinidade	ppm
Coefficiente de reaeração	dia ⁻¹

O cálculo das taxas de PPB e RE pelo BASE considerou um modelo de "regressão diurna", descrito por Kosinski (1984), em dependência do coeficiente de reaeração e da concentração de OD (Equação 7). O modelo utilizou, por padrão, 20.000 interações e theta (constante para dependência de temperatura, pela Equação de Van't Hoff-Arrhenius) fixo de 1,07177. Além disso, foi inserido o intervalo entre cada mensuração de OD (10 min).

$$\frac{dC}{dt} = PPB - RE + k_{O_2}(C_s - C) \quad (7)$$

[PPB]: produção primária bruta (mg O₂ L⁻¹ d⁻¹);

[RE]: respiração ecossistêmica ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$);

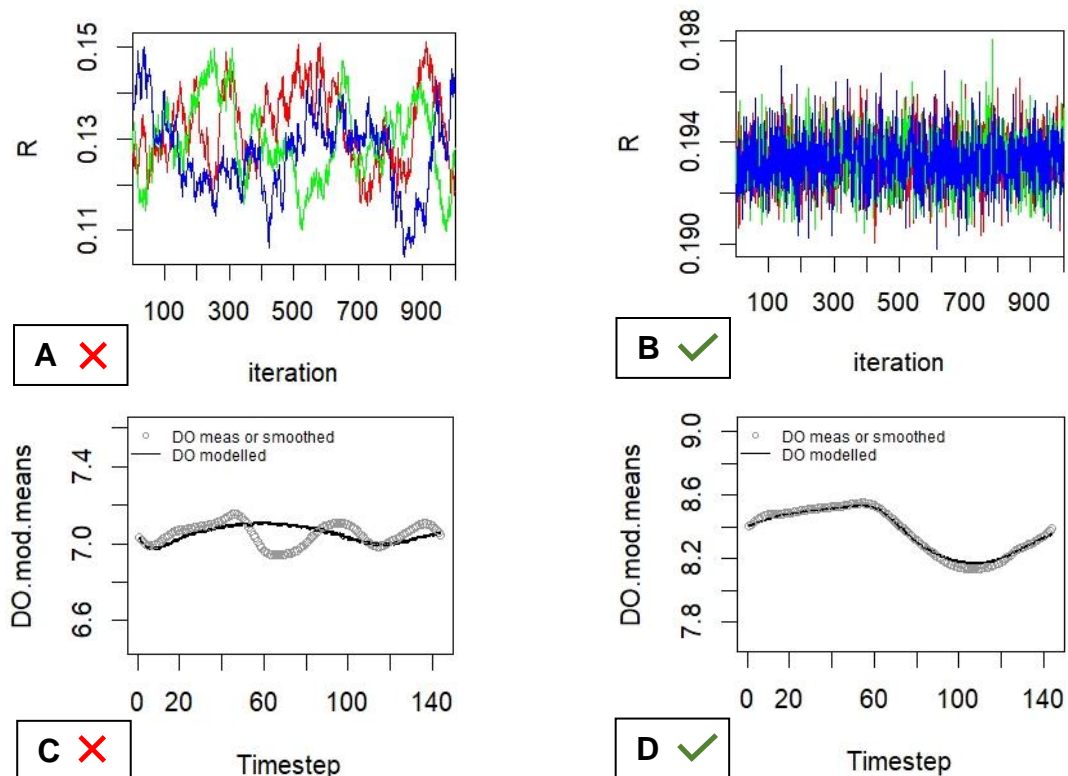
[K_2]: coeficiente de reaeração (d^{-1});

[C]: concentração de OD (mg L^{-1});

[C_s]: concentração de saturação de OD (mg L^{-1}).

O limite de detecção assumido para as taxas de PPB e R foi de $0,1 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$. O ajuste do modelo foi verificado pela avaliação visual da convergência dos parâmetros dos modelos e das curvas de OD observadas e modeladas (conforme exemplo da Figura 5). Além disso, foram utilizados indicadores numéricos de ajuste do modelo, disponibilizados na tabela de resultados do BASE. As taxas metabólicas foram convertidas de $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (unidade fornecida pelo modelo) para $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, a partir da multiplicação pela profundidade média (m) de cada riacho. A Produção Primária Líquida (PPL) foi estimada pela diferença entre PPB e RE, embora as taxas de RE considerem a respiração da comunidade autotrófica e heterotrófica.

Figura 5 – Exemplos dos gráficos gerados no *output* do BASE, utilizados na análise de convergência e ajuste dos parâmetros, mostrando três cadeias não convergentes (A) ou convergentes (B), além de ajuste insatisfatório (C) ou satisfatório (D) entre as concentrações de OD observadas e modeladas



Fonte: Adaptado de Grace et al. (2015).

2.3.8 Quantificação da retenção de nutrientes

As métricas de retenção de nutrientes foram caracterizadas pelo método desenvolvido por Covino et al. (2010), o TASCSC (*Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization*). O método foi dividido em duas etapas, uma constituída por experimentos em campo, com adição instantânea de nutrientes, e outra com modelagem matemática desses dados, para o cálculo das métricas de retenção.

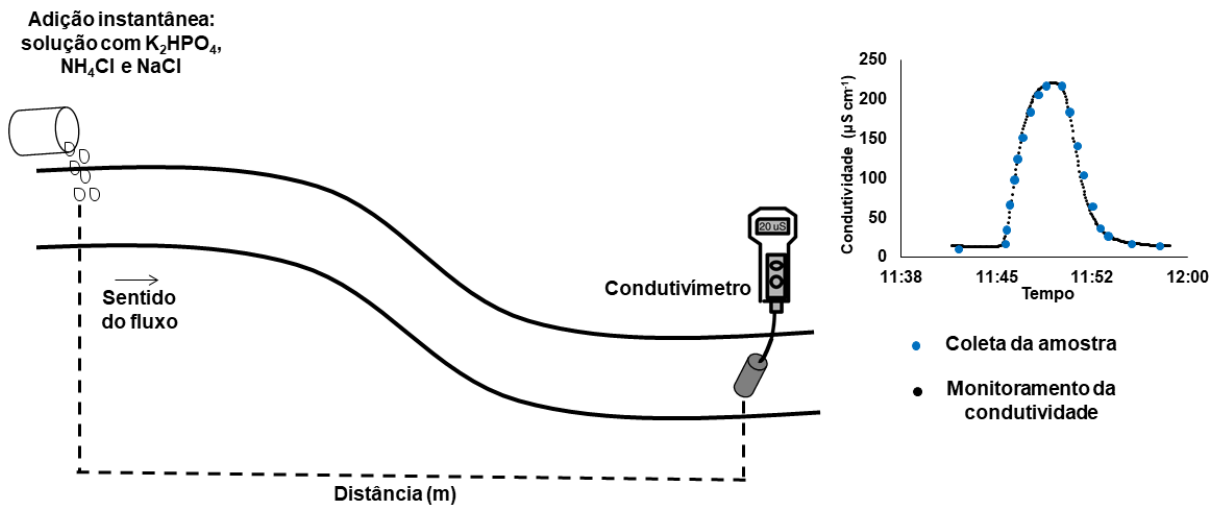
Procedimentos em campo

Foram realizados experimentos em campo, por meio da adição controlada e instantânea de sais de nutrientes e de um soluto conservativo, nos trechos em estudo. Antes dos experimentos de adição, foram determinadas as concentrações basais (*background*) de nutrientes (N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻). Para isso, foram coletadas três amostras de água e as análises foram realizadas seguindo os procedimentos metodológicos descritos no tópico 3.3.6 (Tabela 4).

A adição de nutrientes consistiu no lançamento de uma solução, com concentração conhecida de fosfato de potássio dibásico anidro (K₂HPO₄), cloreto de amônio (NH₄Cl) e cloreto de sódio (NaCl), em pulso (5 L da solução em 1 min) a montante de cada trecho (Figura 6). As massas dos sais de nutrientes adicionadas, pesadas previamente em laboratório, aumentaram a concentração ambiental de nutrientes próximas a saturação. O deslocamento da solução foi monitorado por meio de um condutivímetro (Modelo HI 9829, *Hanna® Instruments*, Woonsocket, RI, EUA), a uma distância conhecida, a jusante do ponto de lançamento. Esse monitoramento foi realizado em intervalos de trinta segundos, até o retorno às condições naturais anteriores ao lançamento.

Foram coletadas amostras ao longo da elevação e decréscimo das curvas da condutividade e das concentrações de nutrientes – denominadas BTC, nutrientes em função do tempo (*Breakthrough Curves*). A frequência de amostragem foi associada à variação da curva de condutividade (pelo traçador conservativo, NaCl), sendo as amostras coletadas mais frequentemente durante períodos com maior alteração na condutividade (intervalo médio entre 30 e 60 segundos). Em geral, foram coletadas entre 20 e 25 amostras em cada experimento.

Figura 6 – Representação esquemática da adição instantânea de nutrientes e coleta das amostras ao longo da curva de condutividade, monitorada a jusante do trecho



Formulação matemática

O método TASSC segue uma abordagem com base na distribuição dos parâmetros da espiral de nutrientes (*sensu "nutrient spiraling concept"*, Newbold et al. 1981). A modelagem dessa distribuição foi realizada considerando que ocorre um declínio exponencial da concentração de nutrientes na extensão do trecho analisado, denominado de taxa de retenção longitudinal (k_w).

Para o cálculo da k_w , foi considerada a curva da concentração de nutrientes em função do tempo (obtida pela coleta e análise das amostras do pulso de nutrientes, Figura 6). A k_w foi calculada pelo coeficiente angular da regressão linear entre dois pontos: (a) concentração do nutriente e $NaCl$ adicionado; (b) concentração observada nas amostras coletadas. Para isso, foram calculados os logaritmos naturais da razão entre "[nutriente]: Cl " na solução adicionada e em cada amostra coletada em função da distância, com concentração *background* corrigida.

A partir do cálculo da k_w , foi determinada a distância de retenção dos nutrientes adicionados (S_{w-add}), para cada ponto, como sendo o inverso negativo dos valores de k_w . A partir desses valores, foram calculadas as taxas e velocidades de retenção dos nutrientes adicionados (U_{add} e V_{f-add} , respectivamente), pelas equações 8, 9 e 10.

$$U_{add} = Q \cdot [N_{add}] / S_w \cdot w \quad (8)$$

$$N_{add} = \sqrt{[N_{add-obs}][N_{cons}]} \quad (9)$$

$$V_{f-add} = U_{add}/[N_{add}] \quad (10)$$

[U_{add}]: taxa de retenção do nutriente adicionado para cada amostra ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$);

[Q]: vazão do trecho ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

[N_{add}]: média geométrica entre a concentração de nutriente observada [N_{add-obs}] (corrigida pelo *background*) e a esperada para cada amostra [N_{cons}] (i.e., caso não houvesse retenção) ($\mu\text{g L}^{-1}$);

[S_{w-add}]: distância de retenção do nutriente adicionado (m);

[W]: largura média do trecho (m);

[V_{f-add}]: Velocidade de retenção do nutriente adicionado (mm min^{-1}).

Dessa forma, o cálculo das métricas S_{w-add}, U_{add} e V_{f-add} determinou as métricas de retenção dos nutrientes adicionados. Além disso, foi calculado as métricas de retenção ambientais, ou seja, considerando as concentrações basais de nutrientes do trecho. De acordo com Payn et al. (2005) e Covino et al. (2010), esse cálculo foi realizado pela obtenção da S_{w-amb} (distância de retenção ambiental). Para isso, foi necessário plotar os valores do S_{w-add} versus [N_{tot}] (Equação 11). Finalmente, a taxa e velocidade de retenção de nutrientes ambiental (U_{amb} e V_{f-amb}, respectivamente), foram calculadas pelas equações 12 e 13.

$$[N_{tot}] = \sqrt{[N_{tot-obs}] \cdot [N_{cons} + N_{amb}]} \quad (11)$$

$$U_{amb} = Q \cdot [N_{amb}] / S_{w-amb} \cdot w \quad (12)$$

$$V_{f-amb} = U_{amb} / [N_{amb}] \quad (13)$$

[N_{tot}]: média geométrica entre a concentração de nutriente observada [N_{tot-obs}] (não corrigida pelo *background*) e a esperada para cada amostra [N_{cons}] (i.e., caso não houvesse retenção) ($\mu\text{g L}^{-1}$);

[N_{amb}]: concentração ambiental do nutriente ($\mu\text{g L}^{-1}$);

[U_{amb}]: taxa ambiental de retenção do nutriente ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$);

[Q]: vazão do trecho ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

[$S_{W\text{-amb}}$]: distância ambiental de retenção do nutriente (m);

[W]: largura média do trecho (m);

[$V_{f\text{-amb}}$]: Velocidade ambiental de retenção do nutriente (mm min^{-1}).

2.3.9 Análise estatística

Partiu-se da divisão dos riachos em três grupos (P1 e P2: sem mata ciliar; P3 ao P6: mata ciliar em recuperação; P7 ao P10: trechos de referência). Foram analisadas variações estatisticamente significativas entre esses grupos para as principais variáveis [taxas metabólicas (PPB, RE e PPL) e métricas de retenção ($S_{W\text{-amb}}$, U_{amb} e $V_{f\text{-amb}}$), clorofila bentônica e concentrações basais de N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-}], por meio de Análise de Variância (ANOVA). A variação sazonal da densidade da cobertura vegetal também foi avaliada com a ANOVA, considerando o fator temporal (entre as coletas).

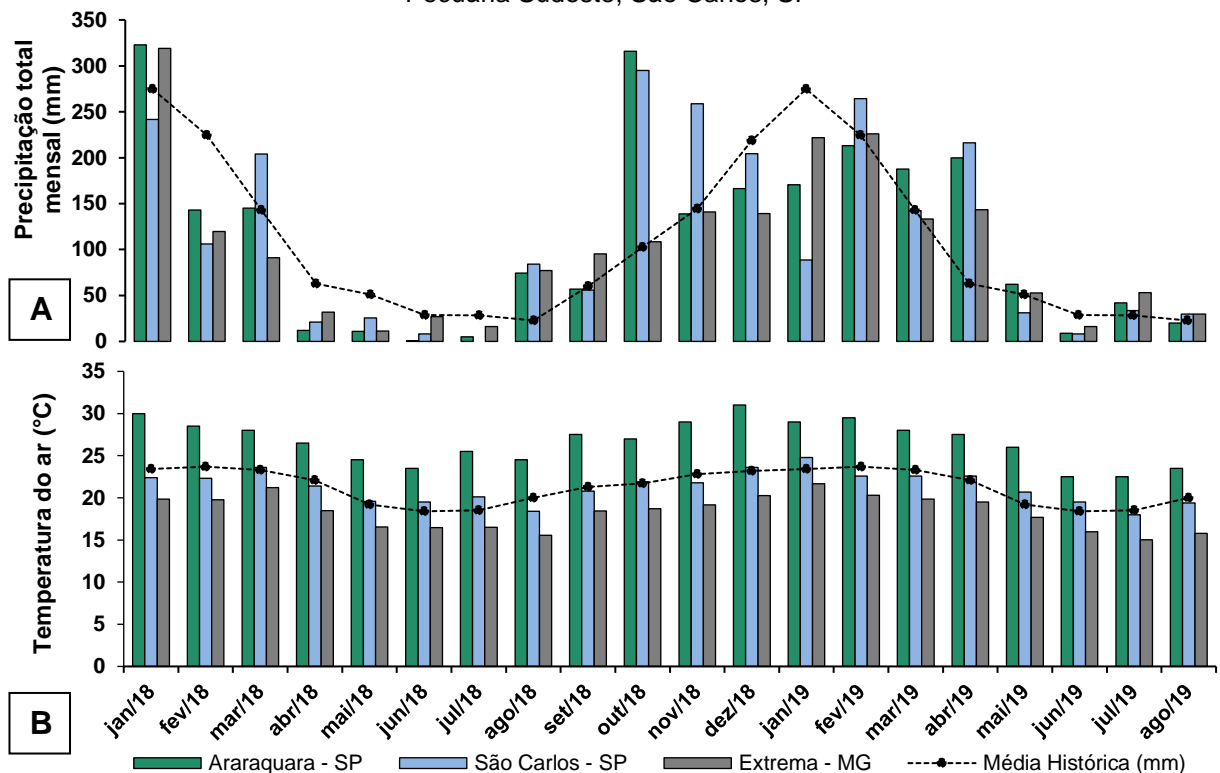
Além disso, foram gerados modelos de regressão linear múltipla (RLM), com *forward selection*, para predição das taxas metabólicas e das métricas de retenção de nutrientes por meio das demais variáveis em estudo. Os melhores modelos foram selecionados a partir da análise do R^2 ajustado e da multicolinearidade entre as variáveis (fator de inflação de variância). Para todas as análises estatísticas, foi considerado um nível de confiança de 95% ($p < 0,05$). O teste Shapiro-Wilk foi utilizado para verificar a distribuição dos dados. Os dados foram previamente transformados [$\ln(\text{dado}+1)$] para atingir a distribuição normal e os pressupostos dos testes. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* Statistica 13.

2.4 Resultados

2.4.1 Variáveis meteorológicas

Considerando o período de coletas entre os anos de 2018 e 2019, a precipitação total mensal foi maior entre os meses de outubro e março, caracterizados como período chuvoso, e menor entre abril e setembro, caracterizados como período de estiagem (Figura 7A). A precipitação mensal máxima foi observada no mês de janeiro de 2018, com total acumulado em Araraquara de 323 mm. Em São Carlos, foi observado um período de estiagem mais severo (média mensal global de 14 mm), nos meses de abril a julho de 2018. Além disso, os meses de outubro de 2018 e abril de 2019 registraram maiores precipitações (295 e 216 mm, respectivamente) que a média histórica para o período (103 e 63 mm, respectivamente). A temperatura do ar média foi maior em Araraquara, com variação de 22,5 a 31,0 °C, seguida de São Carlos, 18,0 a 24,8 °C, e Extrema, 15,0 a 21,7 °C (Figura 7B).

Figura 7 – Precipitação total mensal (A), em mm, e temperatura do ar média (B), em °C, nos municípios de Araraquara (SP), São Carlos (SP) e Extrema (MG), entre janeiro de 2018 e agosto de 2019, com média histórica referente ao período de 1992 a 2010, da estação localizada na Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP



2.4.2 Densidade da cobertura vegetal

A densidade da cobertura vegetal das matas ciliares gerou um sombreamento entre 0 e 94% nos diferentes riachos estudados. Os trechos sem de mata ciliar (P1 e P2) apresentaram variação entre 0 e 12% e média de 3%. Os trechos com mata ciliar em recuperação (P3 ao P6) apresentaram variação entre 54 e 86% e média de 74%. Já os trechos com mata ciliar consolidada, considerados de referência (P7 ao P10), apresentaram a maior densidade, com variação entre 84 e 94% e média de 90% (Figura 8A). Considerando cada trecho em estudo, a densidade da cobertura vegetal não apresentou variação sazonal significativa entre as coletas (ANOVA, fator temporal, $p = 0,998$).

2.4.3 Variáveis hidráulicas

A vazão e a velocidade média da água foram maiores nos períodos chuvosos e menores nos de estiagem, sendo diretamente associadas com a maior e menor precipitação dos períodos, respectivamente. Os trechos com maior vazão média entre as coletas foram o P1 e P2 (médias de $20,8 \pm 6,1$ e $24,5 \pm 7,8$ L s⁻¹, respectivamente). Já nos trechos P3 e P4, foram observadas as menores vazões médias (médias de $1,5 \pm 0,6$ e $0,6 \pm 0,1$ L s⁻¹, respectivamente). Nos demais trechos (P5 ao P10), a vazão média observada foi de $8,1 \pm 4,9$ L s⁻¹. A velocidade da água variou entre 2,0 e 11,6 m min⁻¹, sendo os trechos P6 e P9 com a maiores médias ($9,1 \pm 2,1$ e $7,2 \pm 1,1$ m min⁻¹, respectivamente) e os trechos P6 e P5 com as menores médias ($2,9 \pm 1,3$ e $3,6 \pm 2,4$ m min⁻¹, respectivamente) (Figura 8B).

2.4.4 Caracterização geral do canal, substrato e clorofila bentônica

A profundidade média dos trechos variou entre 3,5 e 44,3 cm, com menor média no P4 e maior no P7, e média global de $21,5 \pm 13,1$ cm. Já a largura variou entre 0,5 e 2,1 m, com média global de $1,3 \pm 0,6$ m (Tabela 6).

Figura 8 – Variação da densidade da cobertura vegetal (%) (A), com sua porcentagem relativa de sombreamento (fechado) e sem sombreamento (aberto), vazão ($L s^{-1}$) e velocidade média da água ($m min^{-1}$) (B), nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019

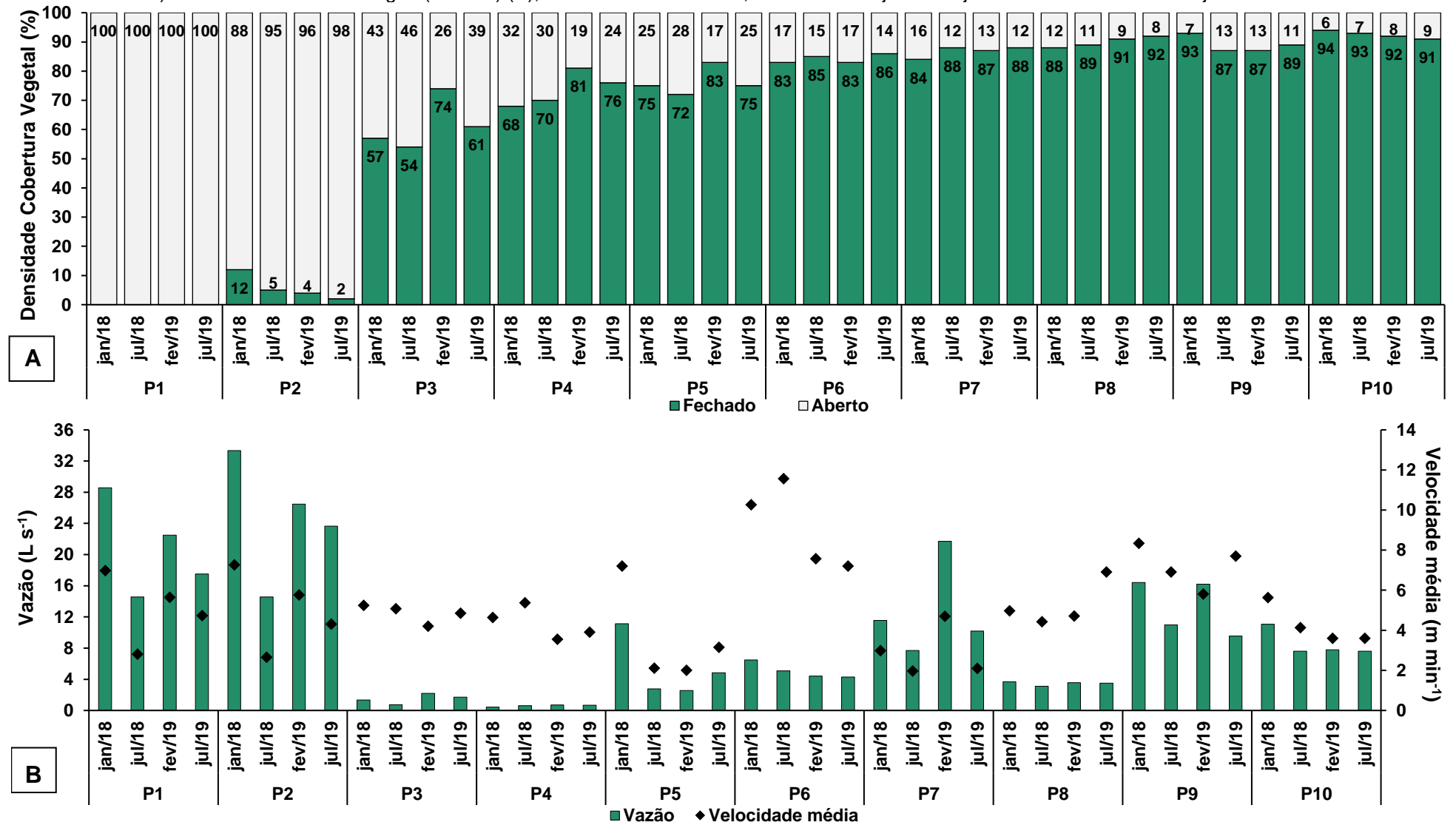
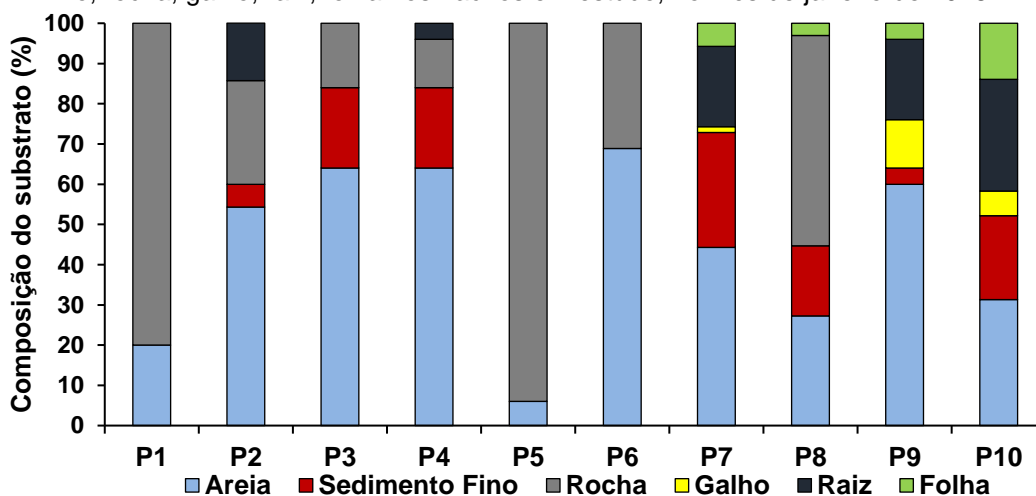


Tabela 6 – Profundidade (cm) e largura média (m), média e desvio padrão, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019

Trecho	Profundidade (cm)	Largura (m)
P1	25,3 ± 4,6	2,1 ± 0,1
P2	34,8 ± 10,1	2,1 ± 0,2
P3	7,3 ± 0,8	0,7 ± 0,2
P4	3,5 ± 0,6	0,5 ± 0,1
P5	12,0 ± 0,8	1,8 ± 0,3
P6	8,0 ± 0,8	1,2 ± 0,2
P7	44,3 ± 3,6	1,4 ± 0,3
P8	10,0 ± 0,8	1,2 ± 0,2
P9	35,0 ± 5,9	1,0 ± 0,1
P10	28,0 ± 4,2	0,8 ± 0,1

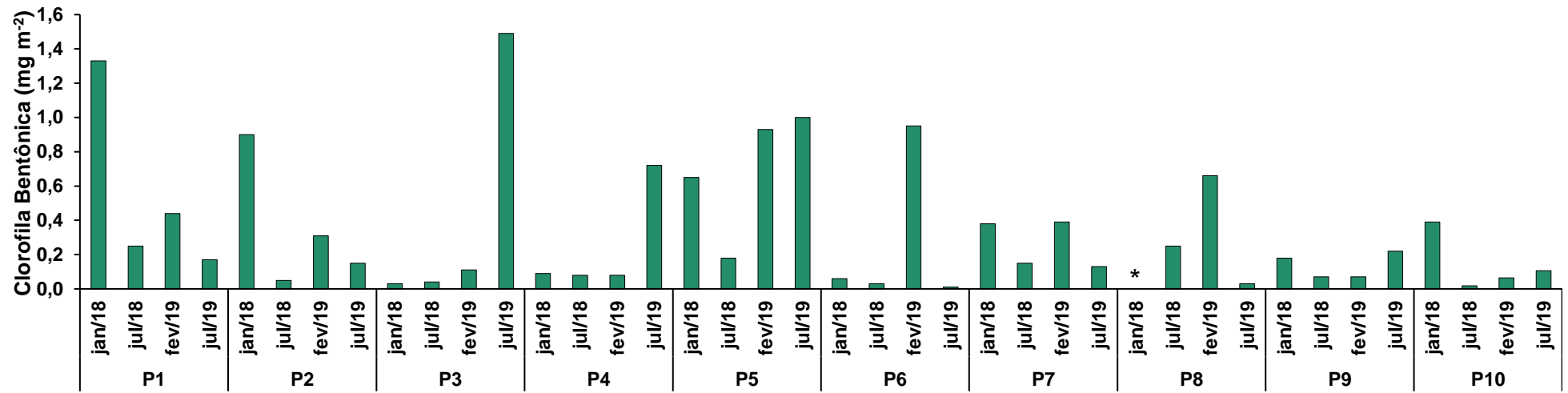
Os trechos de referência (P7 ao P10) apresentaram maior heterogeneidade na composição do substrato (Figura 9). Nos trechos P1, P5 e P8, foi observado o predomínio de rochas (80, 94 e 52%, respectivamente) e nos trechos P2, P3, P4, P6 e P9 o predomínio de areia (média de 62%). Substratos mais diversificados foram observados nos trechos P7 e P10.

Figura 9 – Composição do substrato (%), com a respectiva participação relativa de areia, substrato fino, rocha, galho, raiz, folha nos riachos em estudo, no mês de janeiro de 2018



Os teores de clorofila bentônica variaram entre 0,1 e 14,9 mg m⁻². Os trechos sem mata ciliar (P1 e P2) apresentaram teores de clorofila bentônica médios de 4,5 ± 4,4 mg m⁻², seguido dos trechos com mata ciliar em recuperação (P3 ao P6, 4,0 ± 4,8 mg m⁻²) e de referência (P7 ao P10, 2,1 ± 1,8 mg m⁻²), porém não houve diferença significativa entre os grupos (ANOVA, p = 0,380) (Figura 10).

Figura 10 – Teores de clorofila bentônica (mg m^{-2}) nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019



* concentração abaixo do limite de detecção.

2.4.5 Variáveis da água

A temperatura da água variou entre 13,5 e 23,9 °C, com média global de $20,9 \pm 1,9$ °C para os períodos chuvosos e de $16,0 \pm 1,4$ °C para os de estiagem (Tabela 7). O pH refletiu meio ácido a neutro, sendo os trechos de referência (P7 ao P10) com condições mais ácidas (média de $5,2 \pm 0,8$) e os trechos sem mata ciliar ou com a mata ciliar em recuperação, mais próximas à neutralidade (média de $6,4 \pm 0,2$ e $6,3 \pm 0,4$, respectivamente). Os menores valores de turbidez média foram observados nos trechos P7 ($0,2 \pm 0,2$ UNT), P9 ($3,0 \pm 1,4$) e P5 ($3,1 \pm 1,1$). A condutividade elétrica média nos trechos sem mata ciliar (P1 e P2) foi $64 \pm 8,7$ $\mu\text{S cm}^{-1}$, superior à observada nos trechos em recuperação (P3 ao P6), $39 \pm 13,4$ $\mu\text{S cm}^{-1}$, e nos de referência (P7 ao P10), $14 \pm 8,8$ $\mu\text{S cm}^{-1}$. A concentração de OD variou entre 5,5 e 8,9 mg L^{-1} , com média global de $7,2 \pm 0,7$ mg L^{-1} nas coletas realizadas nos períodos chuvosos e $8,2 \pm 0,5$ mg L^{-1} nos períodos de estiagem.

A concentração de carbono total na água variou entre 2,9 e 10,2 mg L^{-1} , com predomínio da fração orgânica nos trechos de referência (média de 72%), e da inorgânica nos trechos sem mata ciliar (70%) e em recuperação (55%) (Figura 11A). A concentração de sólidos suspensos totais variou entre 0,01 e 78,7 mg L^{-1} , sendo os trechos P3 e P4 com as maiores concentrações médias ($36,3 \pm 31,0$ e $11,3 \pm 6,5$ mg L^{-1} , respectivamente) (Figura 11B). Os trechos de referência apresentaram predomínio da fração orgânica (SSO), com média de 63%, enquanto os trechos sem mata ciliar e em recuperação apresentaram as respectivas médias de 48% e 49%.

A concentração de P-PO_4^{3-} oscilou entre 3,0 e 18,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, sendo o trecho P7 com a menor concentração média ($4,5 \pm 1,5$ $\mu\text{g L}^{-1}$) e o P8 com a maior ($14,5 \pm 2,7$ $\mu\text{g L}^{-1}$) (Figura 12A). No entanto, não houve diferenças significativas entre os grupos sem mata ciliar, em recuperação e de referência (ANOVA, $p = 0,350$). A maioria das concentrações de N-NH_4^+ se manteve abaixo de 10,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 12 B). Os trechos sem mata ciliar (P1 e P2) apresentaram as maiores concentrações médias de N-NH_4^+ ($16,7 \pm 7,7$ $\mu\text{g L}^{-1}$) em relação aos trechos em recuperação (P3 ao P6, média de $13,1 \pm 19,1$ $\mu\text{g L}^{-1}$) e de referência (P7 ao P10, $3,9 \pm 2,4$ $\mu\text{g L}^{-1}$), com diferenças significativas entre os três grupos (ANOVA, $p < 0,05$).

Tabela 7 – Medições *in situ* para temperatura (°C), pH, turbidez (UNT), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), com média \pm desvio padrão do trecho, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019

Trecho	Mês	Temperatura (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})
P1	jan/18	23,9	6,5	6,5	72	7,0
	jul/18	16,5	6,2	33,6	46	8,7
	fev/19	23,2	6,6	*	66	7,4
	jul/19	14,7	6,2	4,0	61	8,6
<i>Média \pm desvio</i>		<i>16,6 \pm 4,7</i>	<i>6,4 \pm 0,2</i>	<i>14,7 \pm 16,4</i>	<i>61,3 \pm 11,1</i>	<i>7,9 \pm 0,9</i>
P2	jan/18	18,3	6,3	4,9	75	6,8
	jul/18	14,1	6,6	3,1	66	8,3
	fev/19	19,6	6,1	4,7	65	7,1
	jul/19	13,7	6,6	9,1	63	8,9
<i>Média \pm desvio</i>		<i>16,4 \pm 3,0</i>	<i>6,4 \pm 0,2</i>	<i>5,5 \pm 2,6</i>	<i>67,3 \pm 5,3</i>	<i>7,8 \pm 1,0</i>
P3	jan/18	17,9	6,9	13,6	43	8,0
	jul/18	15,3	5,6	135,0	47	7,9
	fev/19	18,1	6,4	29,6	44	8,0
	jul/19	13,5	6,3	27,5	37	8,8
<i>Média \pm desvio</i>		<i>16,2 \pm 2,2</i>	<i>6,3 \pm 0,5</i>	<i>51,4 \pm 56,2</i>	<i>42,8 \pm 4,2</i>	<i>8,2 \pm 0,4</i>
P4	jan/18	18,8	6,5	26,1	44	7,9
	jul/18	17,3	6,5	4,2	69	8,3
	fev/19	18,7	6,4	4,8	41	8,2
	jul/19	14,9	7,3	19,7	36	8,5
<i>Média \pm desvio</i>		<i>17,4 \pm 1,8</i>	<i>6,7 \pm 0,4</i>	<i>13,7 \pm 10,9</i>	<i>47,5 \pm 14,7</i>	<i>8,2 \pm 0,3</i>
P5	jan/18	23,3	*	*	45	7,1
	jul/18	16,7	6,2	2,4	42	7,6
	fev/19	21,6	5,8	4,4	60	6,6
	jul/19	14,9	5,9	2,5	27	8,3
<i>Média \pm desvio</i>		<i>19,1 \pm 4,0</i>	<i>6,0 \pm 0,2</i>	<i>3,1 \pm 1,1</i>	<i>43,5 \pm 13,5</i>	<i>7,4 \pm 0,7</i>
P6	jan/18	20,9	5,8	10,5	25	7,6
	jul/18	16,2	6,9	18,3	21	8,4
	fev/19	21,2	6,2	15,9	24	7,0
	jul/19	16,3	5,7	10,8	22	8,8
<i>Média \pm desvio</i>		<i>18,7 \pm 2,8</i>	<i>6,2 \pm 0,5</i>	<i>13,9 \pm 3,9</i>	<i>23,0 \pm 1,8</i>	<i>8,0 \pm 0,8</i>
P7	jan/18	21,4	4,6	0,3	4	7,0
	jul/18	18,4	4,0	< 0,01	3	7,4
	fev/19	20,8	3,9	0,4	12	7,0
	jul/19	16,5	4,4	0,1	2	7,8
<i>Média \pm desvio</i>		<i>18,8 \pm 2,5</i>	<i>4,2 \pm 0,3</i>	<i>0,2 \pm 0,2</i>	<i>5,3 \pm 4,6</i>	<i>7,3 \pm 0,4</i>

Tabela 7 (continuação) – Medições *in situ* para temperatura (°C), pH, turbidez (UNT), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), com média \pm desvio padrão do trecho, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019

Trecho	Mês	Temperatura (°C)	pH	Turbidez (UNT)	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})
P8	jan/18	19,5	6,2	13,8	28	7,6
	jul/18	17,4	6,3	22,1	30	8,4
	fev/19	21,0	5,7	13,4	29	8,0
	jul/19	16,3	5,0	5,0	21	8,3
<i>Média \pm desvio</i>		<i>18,5 \pm 2,1</i>	<i>5,8 \pm 0,6</i>	<i>13,6 \pm 7,0</i>	<i>27,0 \pm 4,1</i>	<i>8,1 \pm 0,4</i>
P9	jan/18	22,2	5,9	2,7	11	6,7
	jul/18	18,7	5,4	1,8	12	8,2
	fev/19	22,7	5,6	5,0	12	7,8
	jul/19	16,2	6,0	2,4	7	7,8
<i>Média \pm desvio</i>		<i>20,0 \pm 3,1</i>	<i>5,7 \pm 0,3</i>	<i>3,0 \pm 1,4</i>	<i>10,5 \pm 2,4</i>	<i>7,6 \pm 0,6</i>
P10	jan/18	20,6	5,1	26,0	13	6,0
	jul/18	16,7	4,9	24,0	15	8,0
	fev/19	20,7	4,7	5,3	14	5,5
	jul/19	15,0	5,0	3,4	11	7,3
		<i>18,3 \pm 2,9</i>	<i>4,9 \pm 0,1</i>	<i>14,7 \pm 12,0</i>	<i>13,3 \pm 1,7</i>	<i>6,7 \pm 1,2</i>

* Dados não disponíveis.

Figura 11 – Concentração de carbono total (A), em mg L^{-1} , com sua fração inorgânica (CI) e orgânica (CO), nos meses de janeiro e julho de 2018, e de sólidos suspensos totais (B), em mg L^{-1} , com sua fração inorgânica (SSI) e orgânica (SSO), e nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019

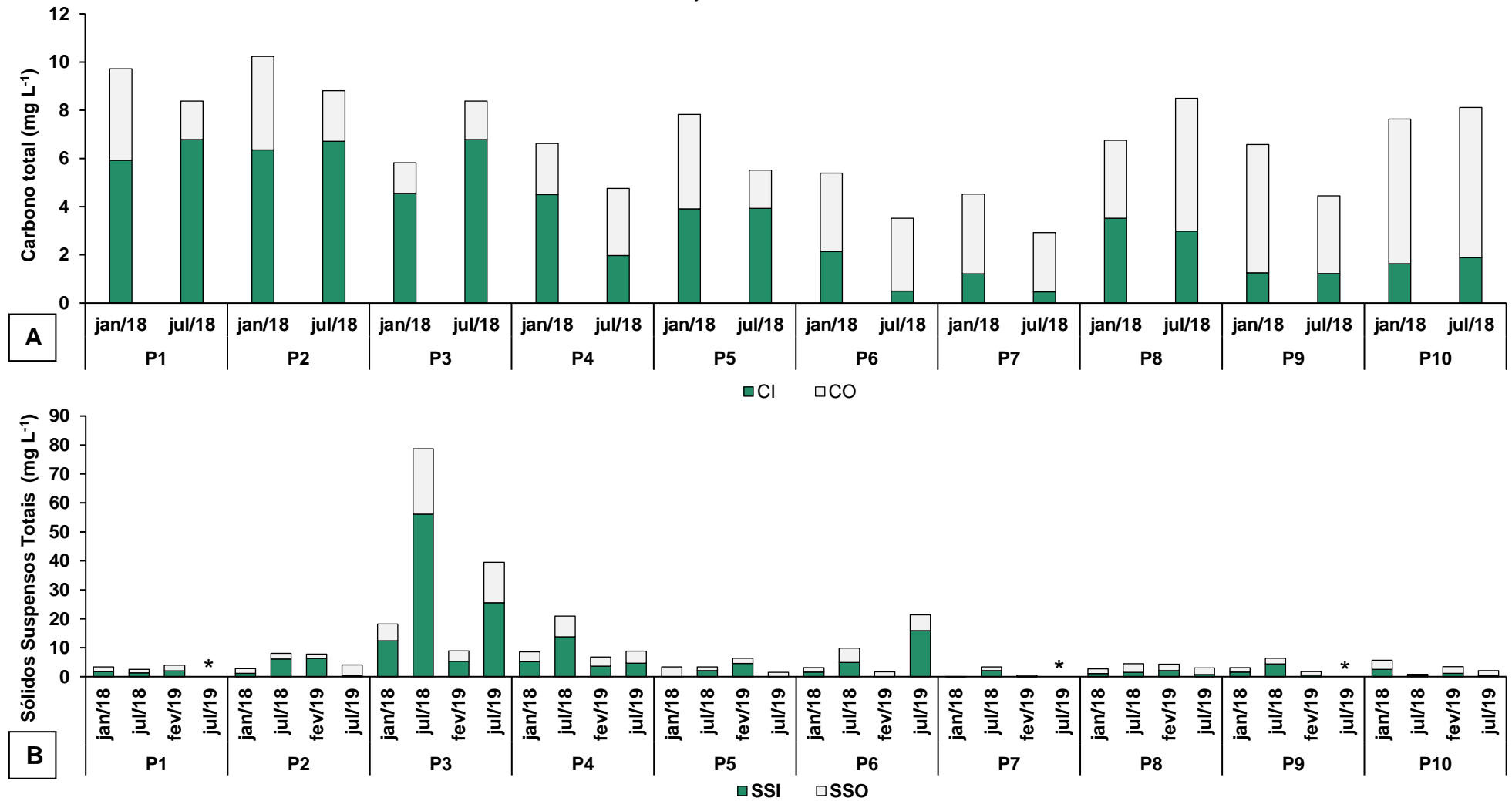
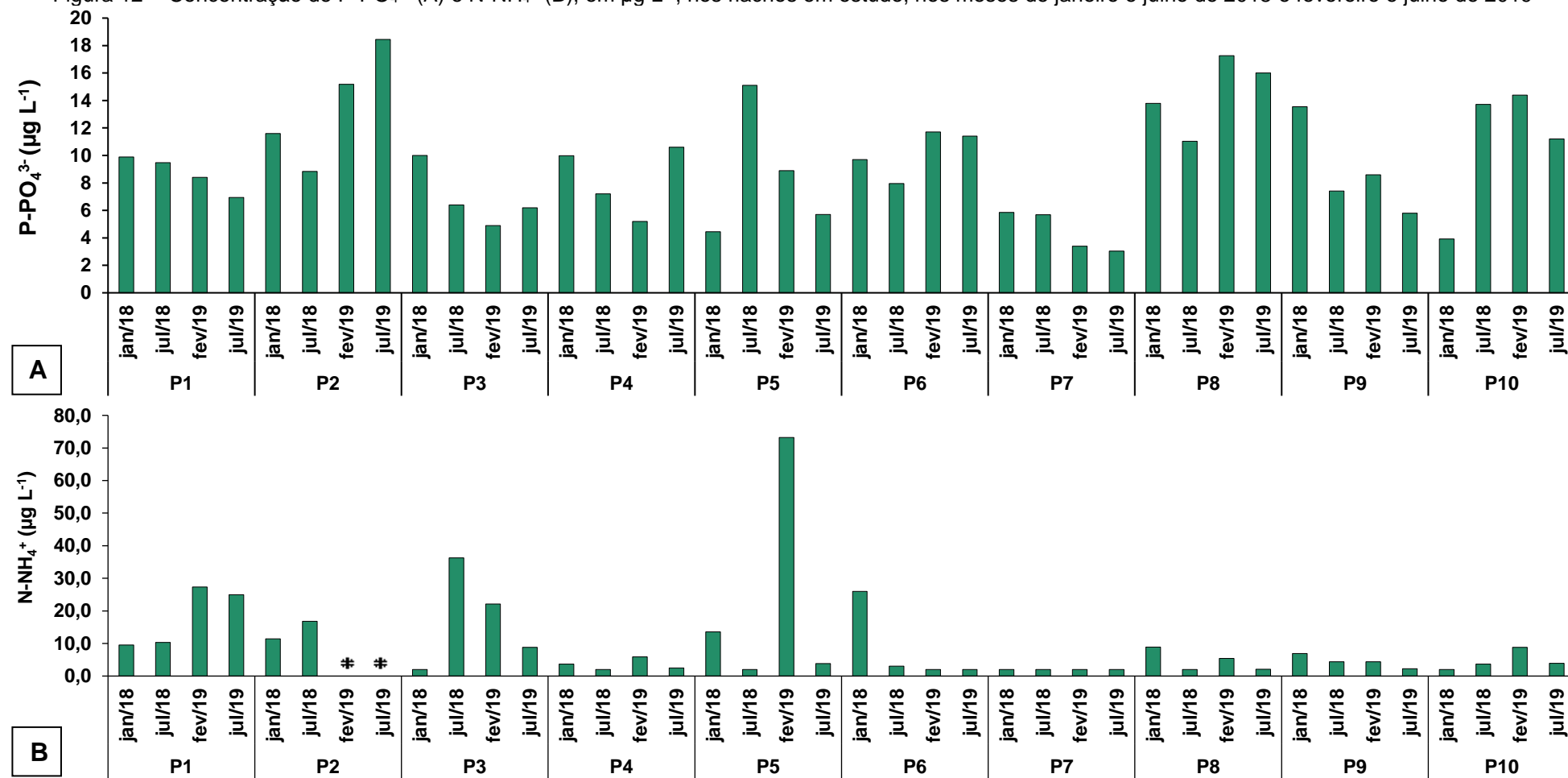


Figura 12 – Concentração de P-PO_4^{3-} (A) e N-NH_4^+ (B), em $\mu\text{g L}^{-1}$, nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019



* concentração abaixo do limite de detecção.

2.4.6 Taxas do metabolismo aquático

As taxas de PPB variaram entre $<0,01$ e $1,53 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Figura 13A) com média significativamente maior nos trechos sem mata ciliar (P1 e P2, $0,78 \pm 0,43 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), em relação aos trechos em recuperação (P3 ao P6, $0,12 \pm 0,21 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e de referência (P7 ao P10, $0,17 \pm 0,26 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0,05$). As taxas de RE oscilaram entre $<0,01$ e $22,90 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Figura 13B), sendo significativamente maiores nos trechos de referência (P7 ao P10, $11,05 \pm 5,70 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), seguida dos sem mata ciliar (P1 e P2, $6,54 \pm 4,87 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e em recuperação (P3 ao P6, $3,55 \pm 3,45 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0,05$). As taxas de RE apresentadas com valores negativos representam o consumo de oxigênio.

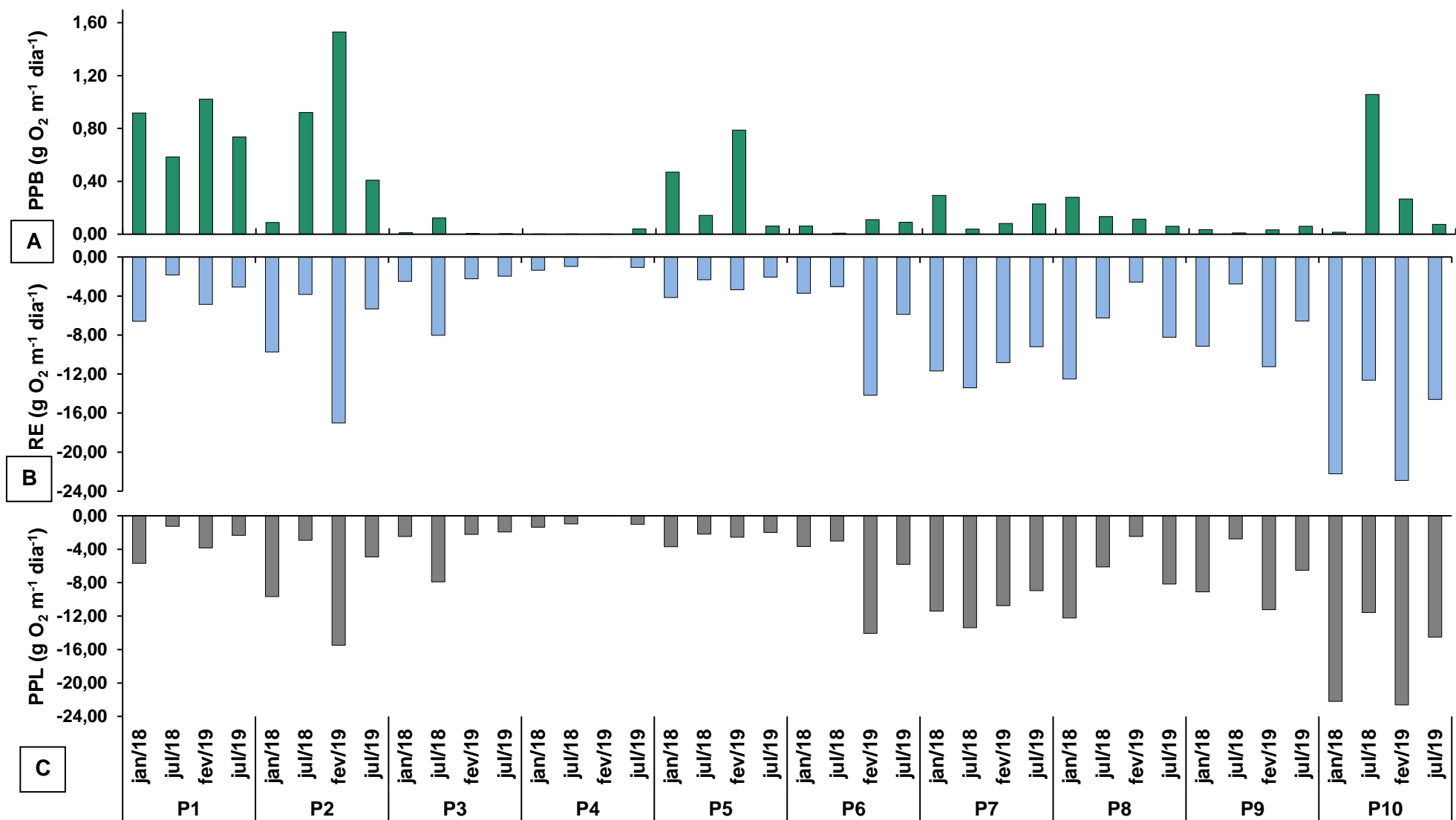
Todos os trechos apresentaram condições heterotróficas (RE excedeu a PPB), com variação das taxas de PPL entre $<0,01$ e $-22,64 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Figura 13C). Os trechos de referência (P7 ao P10) apresentaram condições especialmente heterotróficas (média de $-10,88 \pm 5,67 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) em comparação aos em recuperação (P3 ao P6, $-3,43 \pm 3,42 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e sem mata ciliar (P1 e P2, $-5,76 \pm 4,69 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0,05$).

Os modelos de RLM sugeriram indícios de relações entre as taxas de PPB e RE e algumas variáveis ambientais. Para a PPB, as variáveis preditoras foram a porcentagem de cobertura vegetal, fração de sólidos suspensos orgânicos, velocidade da água, concentração de N-NH_4^+ e vazão, sendo as três primeiras com efeito negativo e as duas últimas, com efeito positivo sobre as taxas. Para a RE, as variáveis preditoras foram a porcentagem da cobertura vegetal e vazão, ambas com efeito positivo (Tabela 8).

Tabela 8 – Variáveis ambientais preditoras para a PPB e RE selecionadas por regressão linear múltipla

Variável dependente	Variável independente	β	p -value	R^2 ajustado
PPB	Cobertura Vegetal	-0,281	< 0,001	0,57
	SSO	-0,101	0,010	
	N-NH_4^+	0,102	0,003	
	Intercepto	0,330	0,006	
PPB	Cobertura Vegetal	-0,196	0,006	0,65
	Vazão	0,082	0,007	
	N-NH_4^+	0,094	0,004	
	Velocidade da água	-0,177	0,016	
	Intercepto	0,309	0,057	
RE	Cobertura Vegetal	1,017	< 0,001	0,49
	Vazão	0,585	< 0,001	
	Intercepto	-0,129	0,720	

Figura 13 – Taxas de PPB (A), RE (B) e PPL (C) ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019



2.4.7 Métricas de retenção de nutrientes

Em relação ao $P-PO_4^{3-}$, os valores de S_{W-amb} variaram entre 19 e 326 m. Os trechos de referência (P7 ao P10) apresentaram o maior S_{W-amb} médio, 115 m, seguido pelos trechos em recuperação (P3 ao P6) com 105 m e dos trechos sem mata ciliar (P1 e P2) com 70 m, porém sem variação significativa entre eles (ANOVA, $p = 0,130$). A U_{amb} variou entre 3,1 e 384,4 $\mu g\ m^{-2}\ min^{-1}$, com média significativamente maior nos trechos sem mata ciliar (P1 e P2, 153,5 $\mu g\ m^{-2}\ min^{-1}$), seguidos dos trechos de referência (P7 ao P10, 49,8 $\mu g\ m^{-2}\ min^{-1}$) e em recuperação (P3 ao P6, 16,8 $\mu g\ m^{-2}\ min^{-1}$) (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 14). A V_{f-amb} variou entre 0,4 e 22,0 $mm\ min^{-1}$, com média significativamente maior nos trechos P1 e P2 (12,4 $mm\ min^{-1}$), seguidos dos trechos P7 ao P10 (6,4 $mm\ min^{-1}$) e P3 ao P6 (2,4 $mm\ min^{-1}$) (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 15).

Os modelos de RLM sugeriram indícios de relações entre as U_{amb} e V_{f-amb} e variáveis ambientais. As variáveis preditoras para a U_{amb} foram a vazão, concentração de sólidos suspensos orgânicos e respiração ecossistêmica, com efeito positivo sobre as taxas, e concentração de clorofila bentônica e porcentagem de cobertura vegetal, com efeito negativo. Para a V_{f-amb} as variáveis preditoras foram a vazão, concentração de sólidos suspensos orgânicos e velocidade da água, sendo as duas primeiras com efeito positivo e a última negativo (Tabela 9).

Tabela 9 – Variáveis ambientais preditoras para a U_{amb} e V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ selecionadas por regressão linear múltipla

Variável dependente	Variável independente	β	p -value	R^2 ajustado
P- PO_4 U_{amb}	Vazão	1,2019	< 0,001	0,70
	SSO	0,5843	0,005	
	Clorofila Bentônica	-0,2604	0,048	
	Intercepto	0,7418	0,140	
P- PO_4 U_{amb}	Cobertura vegetal	-1,5839	< 0,001	0,56
	Respiração Ecossistêmica	0,8657	< 0,001	
	Intercepto	3,1193	< 0,001	
	Vazão	0,9599	< 0,001	
P- PO_4 V_{f-amb}	Velocidade da água	-0,5913	0,026	0,70
	SSO	0,5068	0,002	
	Intercepto	0,1422	0,762	
	Vazão	0,8699	0,135	
P- PO_4 V_{f-amb}	SSO	0,3906	< 0,001	0,65
	Intercepto	-0,5742	0,018	

Figura 14 – Métricas S_{w-amb} (m) (A) e U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) (B) para P-PO_4^{3-} , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019

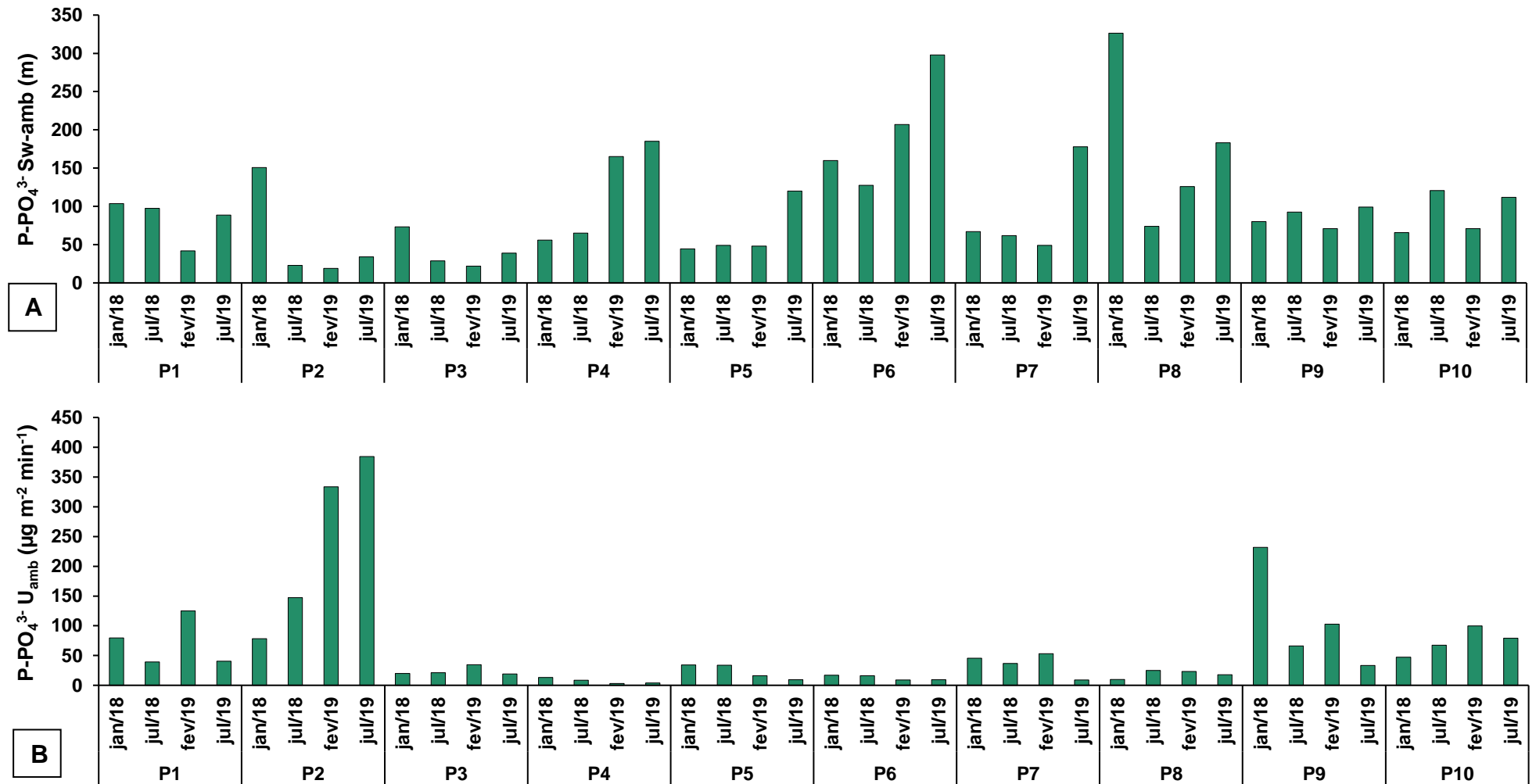
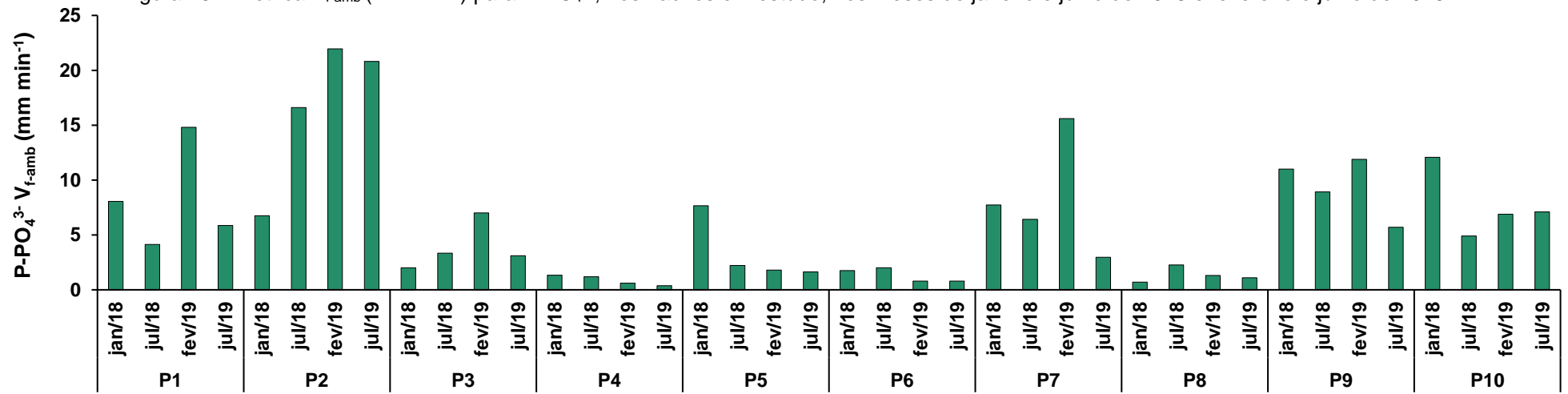


Figura 15 – Métrica V_{f-amb} (mm min^{-1}) para P-PO_4^{3-} , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019



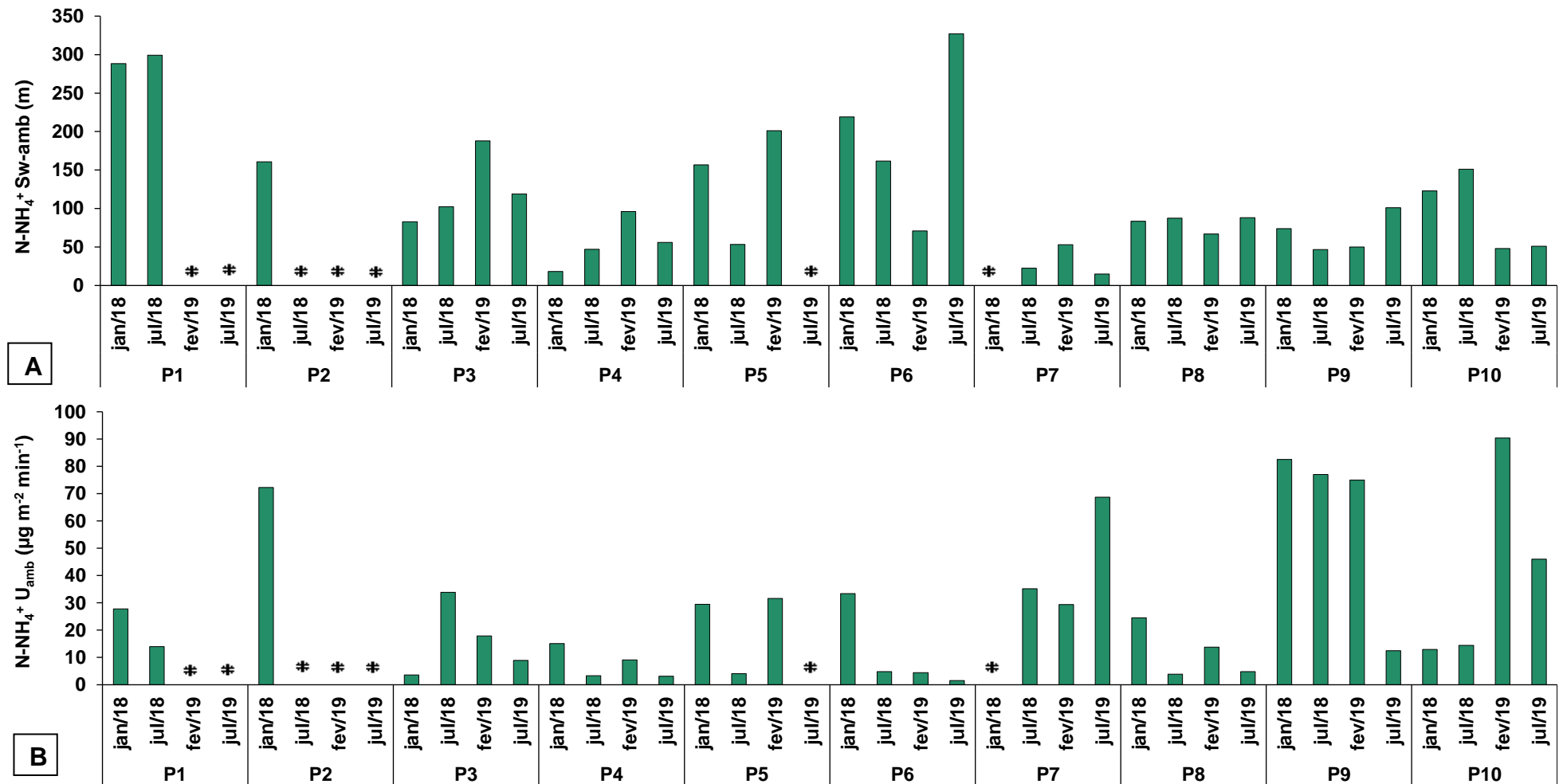
Em relação ao N-NH_4^+ , a $S_{W\text{-amb}}$ variou entre 15 e 327 m (Figura 16A), com média de 247 m nos trechos sem mata ciliar (P1 e P2), 127 m nos trechos em recuperação (P3 ao P6) e 71 m nos trechos de referência (P7 ao P10), sem variação significativa entre eles (ANOVA, $p = 0,089$). A U_{amb} variou entre 1,5 e 90,4 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ (Figura 16B), com média significativamente maior nos trechos P1 e P2 (38,0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e P7 ao P10 (39,4 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) em relação aos trechos P3 ao P6 (13,6 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) (ANOVA, $p < 0,05$). A $V_{f\text{-amb}}$ variou entre 0,4 e 34,4 mm min^{-1} , com média significativamente maior nos trechos de referência (P7 ao P10, 10,7 mm min^{-1}), trechos sem mata ciliar (P1 e P2, 3,5 mm min^{-1}), nos trechos em recuperação (P3 ao P6, 1,5 mm min^{-1}) (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 17).

Os modelos de RLM sugeriram indícios de relações entre as U_{amb} e $V_{f\text{-amb}}$ e variáveis ambientais. As variáveis preditoras para a U_{amb} foram a vazão e profundidade, ambas com efeito positivo. Para a $V_{f\text{-amb}}$ as variáveis preditoras foram condutividade elétrica, profundidade e vazão, sendo a primeira com efeito negativo e as duas últimas, com efeito positivo sobre as taxas (Tabela 10).

Tabela 10 – Variáveis ambientais preditoras para a U_{amb} e $V_{f\text{-amb}}$ de N-NH_4^+ selecionadas por regressão linear múltipla

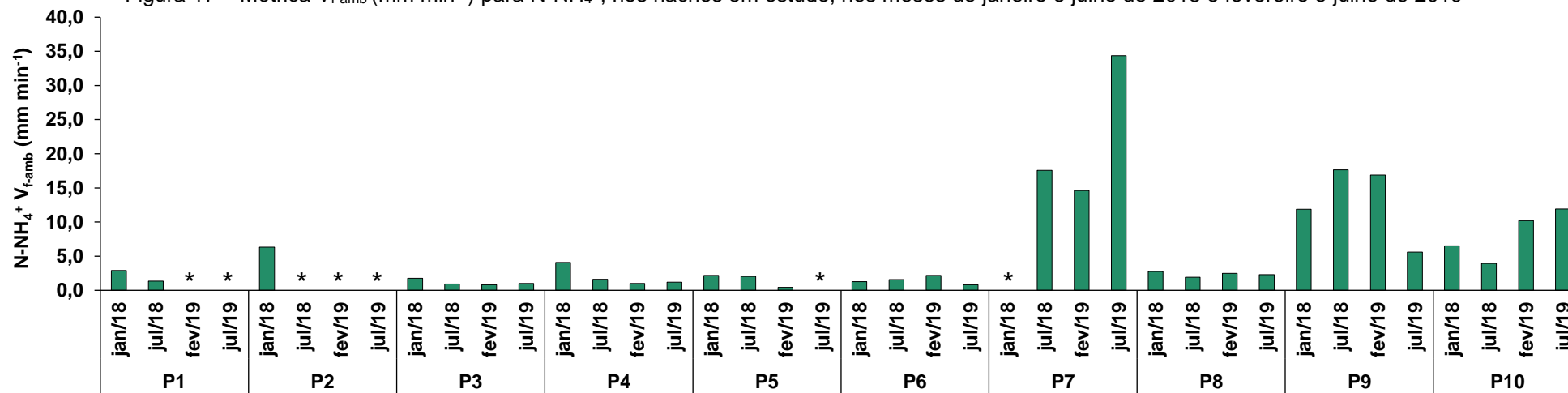
Variável dependente	Variável independente	β	$p\text{-value}$	R^2 ajustado	
N-NH_4^+	Vazão	0,7463	< 0,001	0,38	
	U_{amb}	Intercepto	1,5367		< 0,001
N-NH_4^+	Profundidade	6,1923	< 0,001	0,43	
	U_{amb}	Intercepto	1,8878		< 0,001
N-NH_4^+	Condutividade	-0,4058	0,002	0,80	
	$V_{f\text{-amb}}$	Profundidade	4,6143		< 0,001
		Intercepto	2,0776		< 0,001
N-NH_4^+	Vazão	0,4165	< 0,001	0,69	
	$V_{f\text{-amb}}$	Condutividade	-0,6132		< 0,001
		Intercepto	2,750		< 0,001

Figura 16 – Métricas S_{w-amb} (m) (A) e U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) (B) para N-NH_4^+ , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019



* Não houve ajuste significativo dos dados para a estimativa de retenção.

Figura 17 – Métrica V_{f-amb} (mm min^{-1}) para N-NH_4^+ , nos riachos em estudo, nos meses de janeiro e julho de 2018 e fevereiro e julho de 2019



* Não houve ajuste significativo dos dados para a estimativa de retenção.

2.4.8 Síntese dos resultados

Os principais resultados foram organizados em forma de tabela, com média das variáveis, seguindo a divisão dos riachos em três grupos (P1 e P2: sem mata ciliar; P3 ao P6: mata ciliar em recuperação; P7 ao P10: trechos de referência) (Tabela 11). Foram incluídos os resultados da ANOVA, com destaque para as variáveis que apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) ao se compararem os três grupos.

Tabela 11 – Síntese das principais variáveis analisadas, com respectivas médias e ANOVA entre os três grupos (sem mata ciliar, em recuperação e referência)

Variável	Sem mata ciliar (P1 e P2)	Em recuperação (P3 ao P6)	Referência (P7 ao P10)	ANOVA
	Média	Média	Média	Valor p
Cobertura vegetal (%)	3	74	90	p < 0,05
Clorofila bentônica (mg m ⁻²)	4,5	4	2,1	p = 0,380
P-PO ₄ ³⁻ amb (µg L ⁻¹)	11,1	8,5	9,7	p = 0,350
N-NH ₄ ⁺ amb (µg L ⁻¹)	16,7	13,1	3,9	p < 0,05
PPB (g O ₂ m ⁻² dia ⁻¹)	0,78	0,12	0,17	p < 0,05
RE (g O ₂ m ⁻² dia ⁻¹)	6,54	3,55	11,05	p < 0,05
PPL (g O ₂ m ⁻² dia ⁻¹)	-5,76	-3,43	-10,88	p < 0,05
P-PO ₄ ³⁻	S _{w-amb} (m)	70	105	p = 0,130
	U _{amb} (µg m ⁻² min ⁻¹)	153,5	16,8	p < 0,05
	V _{f-amb} (mm min ⁻¹)	12,4	2,4	p < 0,05
N-NH ₄ ⁺	S _{w-amb} (m)	247	127	p = 0,089
	U _{amb} (µg m ⁻² min ⁻¹)	38	13,6	p < 0,05
	V _{f-amb} (mm min ⁻¹)	3,5	1,5	p < 0,05

2.5 Discussão

2.5.1 Metabolismo aquático

As taxas de PPB dos trechos de referência e em recuperação foram inferiores às reportadas em riachos de referência localizados em regiões de clima temperado (Edwards & Meyer, 1987; Roley et al., 2014) e mediterrâneo (Acuña et al., 2004) (Tabela 11). No entanto, os valores de PPB estiveram próximos às médias observadas por Silva-Junior et al. (2014) e Saltarelli et al. (2018) em riachos de referência brasileiros. Silva-Junior et al. (2014) destacaram que baixas taxas de PPB em riachos tropicais de referência foram associadas com a limitação da disponibilidade de luz e nutrientes. No presente estudo, os trechos sem mata ciliar apresentaram taxas de PPB 4,5 vezes maiores em relação aos de referência (Tabela 12). Em uma recente revisão sistemática de 83 estudos, com avaliação das taxas metabólicas em rios e riachos tropicais, Marzolf & Ardón (2021) reportaram que a PPB foi 2,6 vezes maior em trechos com o dossel aberto (média de $2,09 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) em relação aos com fechado ($0,57 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$).

A ausência de cobertura vegetal nos trechos P1 e P2 promoveu maior disponibilidade de luz e, conseqüentemente, maior concentração de clorofila bentônica e PPB em relação aos trechos de referência. Apesar da maior disponibilidade de luz, os trechos sem mata não apresentaram temperatura da água mais elevada que os trechos mais sombreados, o que pode estar relacionado com a temperatura do ar da região, que é menor que os demais trechos (Figura 7B). Os modelos de RLM reforçaram a correlação negativa entre a densidade da cobertura vegetal e a PBB.

O sombreamento pela mata ciliar também foi um fator limitante para o crescimento de biofilme, em um experimento realizado por Mosisch et al. (2001), em riachos tropicais (Austrália) sob um gradiente de disponibilidade de luz de 0 a 88%. Os autores observaram o predomínio de diatomáceas nos riachos com menor disponibilidade de luz (<57%) e de algas verdes filamentosas nos riachos com maior (>57%). Nesse caso, a concentração de clorofila e a biomassa de algas foi mais elevada nos substratos dos riachos com mais luz. Resultados semelhantes foram observados por Riley e Dodds (2012), em riachos com mata ciliar recuperada, com

tendência a um estado mais heterotrófico pela limitação da disponibilidade de luz e atividade fotossintética.

Tabela 12 – Comparação de estudos do metabolismo aquático (PPB: produção primária bruta; RE: respiração ecossistêmica) em diferentes regiões e usos do solo

Referência	Localização	Caracterização do trecho		PPB (g O ₂ m ⁻² dia ⁻¹)	RE (g O ₂ m ⁻² dia ⁻¹)
Marzolf & Ardón (2021)	Riachos em regiões tropicais	Revisão com 83 estudos em diferentes áreas	Média	0,4	4,30
			Variação	0,01 a 11,7	0,1 a 42,1
Levi & McIntyre (2020)	EUA	Área Urbana	Média	1,4	1,6
			Variação	1,0 a 9,4	1,5 a 6,9
		Recuperado	Média	17,4	11,0
			Variação	3,1 a 17,6	3,6 a 11,0
Saltarelli et al. (2018)	Brasil	Área agrícola e urbanizada	Média	0,06	4,12
			Variação	0,02 a 0,10	0,61 a 8,20
		Referência	Média	0,15	13,17
			Variação	<0,01 a 0,68	1,93 a 42,08
Silva-Junior et al. (2014)	Brasil	Área Agrícola	Média	1,45	6,45
			Variação	1,3 a 1,6	5,2 a 7,7
		Referência	Média	0,23	4,1
			Variação	<0,01 a 0,5	1,8 a 8,7
Roley et al. (2014)	EUA	Área Agrícola	Variação	0,1 a 22,1	0,1 a 38,7
			Referência	Variação	0,1 a 12,1
Acuña et al. (2004)	Espanha	Referência	Variação	0,05 a 1,9	0,4 a 32,1
Edwards & Meyer (1987)	EUA	Referência	Variação	0,49 a 13,99	3,70 a 11,5
Presente estudo	Brasil	Sem mata ciliar	Média	0,78	6,54
			Variação	0,09 a 1,53	1,84 a 17,02
		Em recuperação	Média	0,12	3,55
			Variação	<0,01 a 1,93	<0,01 a 14,17
		Referência	Média	0,17	11,05
			Variação	0,01 a 1,06	2,58 a 22,90

A composição do substrato e o desenvolvimento de perifíton podem ter influenciado as taxas de PPB, como observado nos trechos P1 e P5, que apresentaram o predomínio 80 e 94% de rochas, respectivamente. O predomínio das rochas, que são um sedimento com maior estabilidade a mudanças temporais na vazão (em comparação com areia ou folhas), aliado à maior disponibilidade de luz, podem ter favorecido o desenvolvimento do perifíton. Foram observadas elevadas concentrações médias de clorofila bentônica nesses trechos em comparação com os demais. Além disso, foi observada maior média de PBB nesses trechos em comparação com os de referência, que pode ser relacionada com a atividade fotossintética do perifíton. A maior estabilidade do sedimento (como rochas

e cascalhos), também foi associada a colonização de biofilme e com aumento na assimilação biológica de nutrientes, em um estudo realizado por Hoellein et al. (2007).

Os trechos de referência apresentaram baixas concentrações de SST (média de $2,6 \pm 2,0 \text{ mg L}^{-1}$, Figura 11B), com participação relativa da fração orgânica superior a inorgânica, 63 e 37%, respectivamente. Além disso, a média da fração orgânica de carbono foi superior nos trechos de referência em relação aos em recuperação e sem mata ciliar (71, 42 e 31%, respectivamente, Figura 11B). A presença da mata ciliar pode ter influenciado esse predomínio da fração orgânica (e.g., por meio do aporte e degradação de folhas e galhos). Os modelos de RLM apontaram a concentração de SSO com efeito negativo sobre a PPB. O teor de sólidos pode ser correlacionado com a possível redução da disponibilidade de luz subaquática para as algas bentônicas e consequente redução da fotossíntese. Similarmente, Young e Huryn (1996) relacionaram o aumento da turbidez em rios de porte maior (vazão máxima de $76,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) com a redução da PPB, devido a atenuação da luz subaquática. No entanto, apesar da correlação negativa entre a PPB e a concentração de SSO no presente estudo, os riachos analisados são rasos (maior profundidade média de 44,3 cm, Tabela 6), com vazão inferior à $33,4 \text{ L s}^{-1}$ e provavelmente a mata ciliar apresentou um efeito mais preponderante na atenuação de luz. Saltarelli et al. (2018) também atribuíram o efeito do sombreamento e o aporte de material alóctone pela mata ciliar à limitação da PPB em riachos subtropicais, sem correlações com a turbidez e a concentração de sólidos.

O aumento da PPB pode estar relacionado com a maior vazão, em rios com ordem elevada, conforme foi pressuposto pelo Contínuo Fluvial de Vannote et al. (1980) e também apontado por modelos de Marzolf & Ardón (2021) para rios tropicais. No entanto, apesar dos modelos de RLM do presente estudo sugerirem relações positivas entre PPB e vazão, os trechos avaliados apresentaram baixa vazão e ordem. Por um outro lado, a velocidade da água foi apontada pelos modelos com efeito negativo sobre as taxas de PPB. O aumento da velocidade pode ser relacionado com um efeito abrasivo do fluxo de água e consequente remoção do biofilme (Hall, 2016). Saltarelli et al. (2018) também reportaram correlações negativas entre vazão, velocidade e a PPB, que foram relacionadas com a redução da biomassa do perifíton.

As taxas de RE estiveram dentro das faixas observadas em outros estudos, com tendência de maiores valores em trechos de e menores nos trechos sem mata ciliar ou em recuperação (Tabela 12). Marzolf & Ardón (2021) reportaram uma taxa média de RE para riachos tropicais de $4,30 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, com variação entre 0,1 e $42,1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. No entanto, nos estudos analisados pelos autores, não foi observada uma diferença significativa entre riachos com dossel aberto (média de $4,74 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e fechado ($6,33 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$). Além disso, todos os trechos do presente estudo apresentaram condições heterotróficas, o que também foi observado em 93,7% dos estudos analisados por Marzolf & Ardón (2021). Hoellein et al. (2013) também observaram predomínio de condições heterotróficas em 87% dos estudos analisados em uma outra revisão sistemática com riachos localizados em clima temperado. Nesse sentido, os riachos estudados seguiram essa tendência de maior heterotrofia, com limitação da PPB e aumento da RE em trechos de referência.

Nos trechos de referência, foram observadas condições mais heterotróficas, com maiores taxas de RE e menores de PPB, em comparação com os trechos em recuperação e sem mata ciliar (Figura 13C). Além disso, os trechos de referência apresentaram maior heterogeneidade na composição dos substratos, o que pode ter favorecido a criação de habitats e condições favoráveis para o desenvolvimento de organismos heterotróficos (e.g., macroinvertebrados bentônicos, zooplâncton) (Death, 1996), aumentando a respiração ecossistêmica nesses trechos. Mello et al. (2020) observaram, em um estudo realizado em riachos tropicais de referência (sendo três deles coincidentes com os estudados na presente pesquisa, P7, P8 e P10), que a produção secundária foi influenciada pela disponibilidade dos recursos alimentares disponíveis (e.g., serrapilheira da mata ciliar), favorecendo o crescimento de macroinvertebrados bentônicos (Eggert et al., 2020; Rosas et al., 2020), o que reforça o efeito do aporte alóctone de matéria orgânica e da composição do substrato sobre a RE.

O uso e ocupação da área ripária tem sido apontado como um importante regulador das taxas metabólicas em riachos tropicais, como discutido por Marzolf & Ardón (2021). Os coeficientes de Kendall (que variam entre -1 e 1, sendo as correlações mais fortes as próximas dos extremos) utilizados pelos autores

mostraram correlações entre a porcentagem de cobertura vegetal da área ripária com as taxas de PPB (-0,67) e RE (0,26). Já as formas de ocupação em maior escala, considerando a bacia, apresentaram menores correlações, como o uso agrícola (0,23 e -0,08, respectivamente) e urbano (0,18 e -0,14). Silva-Junior et al. (2014) também reportaram que as formas de uso da área ripária foram mais correlacionadas com taxas metabólicas, enquanto os usos considerando a escala da bacia não apresentaram relações. Tromboni & Dodds (2017) destacaram os efeitos negativos do uso da área ripária para fins agrícolas ou urbanização, como o aumento da concentração de nutrientes, e reforçaram a necessidade de recuperação dessas áreas.

As taxas metabólicas mostraram ser potenciais indicadores do funcionamento ecossistêmico, por estarem diretamente associadas aos estágios de recuperação da mata ciliar. Os trechos sem mata ciliar apresentaram maiores taxas de PPB (média de $0,78 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), em relação aos trechos em recuperação ($0,12 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e de referência ($0,17 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (Figura 13A). Já as taxas de RE foram maiores nos trechos de referência (média $11,05 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), seguida dos sem mata ciliar ($6,54 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e em recuperação ($3,55 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (Figura 13B). Dessa forma, os resultados indicam que quanto mais próximo da condição de referência, os riachos tropicais tendem a apresentar taxas de PPB mais baixas e de RE mais elevadas. Tais estimativas podem ser utilizadas como referência das taxas esperadas em condições de mínimo impacto antrópico ou para comparação com ambientes impactados ou em recuperação.

2.5.2 Retenção de nutrientes

A V_{f-amb} de P-PO_4^{3-} apresentou maior média nos trechos sem mata ciliar ($12,4 \text{ mm min}^{-1}$), seguida dos trechos de referência ($6,4 \text{ mm min}^{-1}$) e em recuperação ($2,4 \text{ mm min}^{-1}$). Foram observadas maiores concentrações de clorofila bentônica ($4,5 \text{ mg m}^{-2}$), PPB (média de $0,78 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) e disponibilidade de luz nos trechos sem mata ciliar, o que pode ter influenciado a maior eficiência na retenção de P-PO_4^{3-} . Já os trechos de referência apresentaram maior sombreamento, o que limitou as concentrações de clorofila bentônica e PPB, e dessa forma a eficiência na retenção de P-PO_4^{3-} . Newcomer Johnson et al. (2016) também reportaram, em uma revisão

sistemática com a compilação de outros estudos (Tabela 13), uma tendência de maior V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ em trechos degradados (média de $19,9 \text{ mm min}^{-1}$) e menores de referência (média de $4,2 \text{ mm min}^{-1}$). Na revisão, os modelos sugeriram correlações positivas entre V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ com a concentração ambiental de $P-PO_4^{3-}$ e vazão. Além disso, foram observadas pelos autores correlações positivas, marginalmente significativas, entre V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ e a concentração de clorofila e negativa com a de $N-NH_4^+$.

Tabela 13 – Comparação de estudos da eficiência de retenção de nutrientes (V_{f-amb} : velocidade de retenção) em trechos com diferentes graus de recuperação. n = número de estudos

Referência	Caracterização do trecho		V_{f-amb} (mm min^{-1})	
			$P-PO_4^{3-}$	$N-NH_4^+$
Newcomer Johnson et al. (2016)	Degradado	Média	19,9	3,5
		Varição	1,4-87,4	0,0-22,8
		n	8	23
	Recuperado	Média	5,7	9,4
		Varição	0,1-33	0,2-49
		n	28	18
	Referência	Média	4,2	3,9
		Varição	2,2-5,9	0,03-35
		n	9	11
Presente estudo	Sem mata ciliar	Média	12,4	3,5
		Varição	4,1-22	1,3-6,3
	Em recuperação	Média	2,4	1,5
		Varição	0,4-7,6	0,4-4,1
	Referência	Média	6,4	10,7
		Varição	0,7-15,6	1,9-34,4

Os modelos RLM indicaram que a velocidade da água apresentou correlação negativa com a PPB e a V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$. As taxas de PPB foram menores nos trechos com maiores velocidade da água (e.g., P6 e P9, PPB média de $0,07$ e $0,03 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e velocidade da água de $9,1$ e $7,2 \text{ m min}^{-1}$, respectivamente, Figuras 8B e 13A). Em relação à retenção de nutrientes, a V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ também apresentou os menores valores nos trechos com maior velocidade da água (e.g., P4, P6 e P6, com V_{f-amb} média entre $0,9$ e $1,3 \text{ mm min}^{-1}$, Figuras 8B e 15). A elevada velocidade da água pode ter provocado um efeito abrasivo no biofilme, reduzindo a produtividade primária e assimilação de $P-PO_4^{3-}$. Além disso, o menor tempo de interação entre nutrientes e o canal do riacho (compartimentos bióticos e abióticos) pode ter influenciado na redução da retenção. Outros estudos também correlacionaram mudanças na velocidade da água e vazão com a retenção

de nutrientes, pela sua influência no tempo de residência da água e nos processos de retenção (Argerich et al., 2011; Rana et al., 2017).

Nos estudos compilados por Newcomer Johnson et al. (2016) (Tabela 13), as médias da V_{f-amb} foram semelhantes entre os trechos de referência e degradados. Os resultados da presente pesquisa indicaram que a V_{f-amb} de $N-NH_4^+$ aumentou do trecho P1 ao P10 (Figura 17), ou seja, do trecho menos sombreado (P1 e P2, V_{f-amb} média de $3,5 \text{ mm min}^{-1}$) para o mais sombreado (P7 ao P10, V_{f-amb} média de $10,7 \text{ mm min}^{-1}$). Além disso, as concentrações médias de $N-NH_4^+$ foram maiores nos trechos sem mata ciliar em relação aos trechos de referência. Downing et al. (1999) reportaram que riachos em ambientes tropicais tendem a ter maior limitação de N em relação os temperados. As taxas molares para $N-NH_4^+ : P-PO_4^{3-}$ foram 4,4:1 (nos trechos sem mata ciliar) e 1:1 (referência), o que pode indicar maior demanda de $N-NH_4^+$ nos trechos preservados. Tromboni et al. (2018) investigaram a limitação de nutrientes em um riacho tropical. Os autores destacaram que o acúmulo de clorofila bentônica foi limitado pela concentração de N. A demanda de N também foi relacionada com a disponibilidade de P. No entanto, os experimentos também indicaram colimitação de N e P, influenciada por características do habitat e diversidade biótica.

Os modelos de RLM indicaram efeitos de fatores hidráulicos/morfológicos (i.e., vazão e velocidade), presença da mata ciliar (i.e., disponibilidade de luz pela vegetação) e fatores biológicos (i.e., clorofila bentônica e RE) nas U_{amb} de $P-PO_4^{3-}$ (Tabela 9). Já para U_{amb} de $N-NH_4^+$, os modelos indicaram somente fatores hidráulicos/morfológicos (i.e., vazão e profundidade) (Tabela 10). Dessa forma, os modelos indicaram um maior número de controladores da retenção de $P-PO_4^{3-}$ em relação ao $N-NH_4^+$. O número de fatores controladores sobre a retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ também foi observado por Cunha et al. (2020). Os autores avaliaram riachos com diferentes níveis de influência agrícola. Nesse caso, os autores observaram que os riachos mais preservados apresentaram um menor número de controladores para $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$. Já os riachos mais impactados pela agricultura, apresentaram um maior número de controladores (e.g., concentrações de nutrientes, fatores hidráulicos/morfológicos e taxas metabólicas). Nesse sentido, os avanços das atividades agrícolas sobre trechos preservados podem alterar esses controladores e as métricas de retenção. Além disso, um maior número de variáveis

com influência nas métricas pode acarretar maior complexidade nos projetos de recuperação.

2.6 Considerações finais

A estimativa das taxas de metabolismo aquático e da retenção de nutrientes nos riachos sob gradiente de disponibilidade de luz, gerado pelos diferentes estágios de recuperação da mata ciliar, permitiu que fossem estabelecidas as seguintes conclusões e recomendações:

i. A presença da vegetação ripária apresentou influência nas taxas metabólicas, como apontado pelas taxas estimadas e modelos de regressão. A restrição da disponibilidade de luz, pelo efeito do sombreamento da vegetação, foi correlacionada com menores taxas de PPB nos riachos de referência. Além da atenuação da disponibilidade de luz, a vegetação ripária demonstrou influência no aporte alóctone de matéria orgânica e composição do substrato, o que foi relacionado com condições mais heterotróficas ($RE > PBB$) em relação aos trechos sem mata. Dessa forma, tais estimativas podem ser utilizadas para o estabelecimento das taxas esperadas em ambientes de referência tropicais.

ii. Os resultados indicaram diferentes efeitos nas métricas de retenção de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$, com maior eficiência de retenção (V_{f-amb}) de $N-NH_4^+$ nos trechos preservados e de $P-PO_4^{3-}$ nos trechos sem mata ciliar. Tais resultados adicionam mais um grau de complexidade ao gerenciamento dos riachos, em que a recuperação da mata ciliar pode torná-los menos retentivos em relação ao $P-PO_4^{3-}$. Dessa forma, o destaca-se que o projeto de recuperação deve englobar todas as particularidades (e.g., concentração basal de nutrientes ou aporte por fontes pontuais ou difusa). A escolha de cada estratégia de recuperação deve ser individualizada e considerar riachos com baixa interferências como referência.

iii. O sombreamento pela mata ciliar foi uma das variáveis preditoras das taxas metabólicas e retenção de $P-PO_4^{3-}$ nos modelos de regressão, possivelmente pelo seu papel na restrição da disponibilidade de radiação solar. Essas informações podem auxiliar, por exemplo, na compreensão de efeitos de cenários com avanço do desmatamento e conversão agrícola. Além disso, as flexibilizações propostas pelo

Novo Código Florestal Brasileiro, como a redução da área mínima de proteção permanente de riachos de pequeno porte, podem influenciar nesses indicadores. Os resultados evidenciaram que esses impactos sobre a vegetação ripária poderão gerar alterações no funcionamento dos ambientes aquáticos.

CAPÍTULO III

METABOLISMO AQUÁTICO E RETENÇÃO DE NUTRIENTES EM RIACHOS SOB SIMULAÇÃO OU IMPLANTAÇÃO DE TÉCNICAS ESTRUTURAIS PARA SUA RECUPERAÇÃO

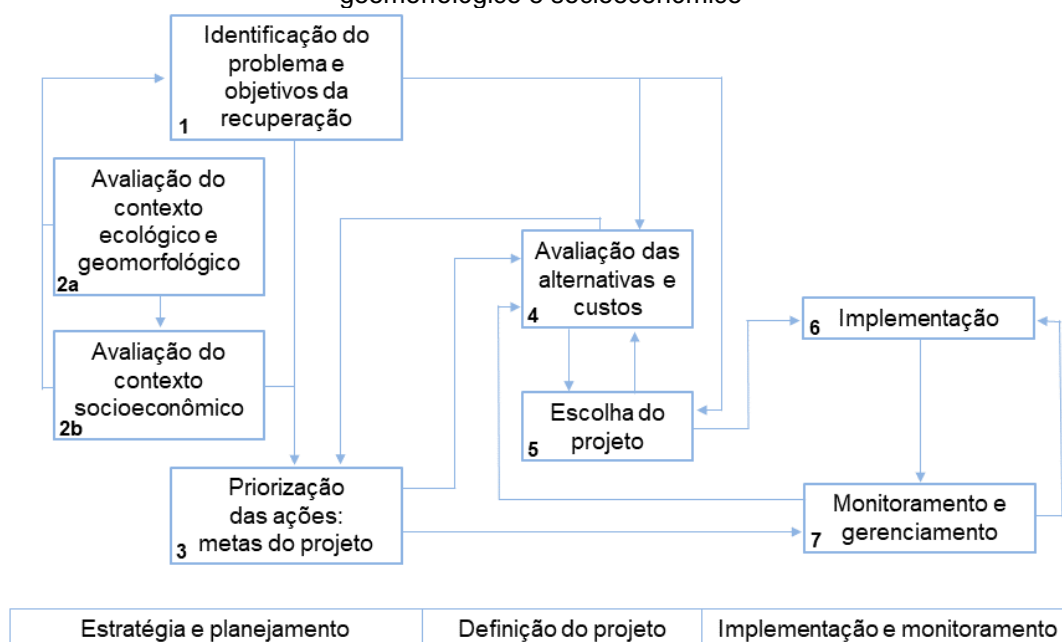
3.1 Introdução

Os sistemas lóticos estão sujeitos a múltiplos estressores decorrentes das atividades humanas e das formas de uso e ocupação do solo (Malmqvist & Rundle, 2002; Szymańska et al., 2020). Em escala global, apenas 16% dos rios estão em áreas protegidas (Opperman et al., 2021). Ainda assim, a extensão da área de proteção ripária na qual estão inseridos não é uniforme, estando em alguns países abaixo da faixa mínima recomendada (Opperman et al., 2021). Entre os principais estressores, destacam-se a canalização ou a retificação dos leitos originais e a remoção da vegetação ripária, que geram, entre outros efeitos potencialmente deletérios, perdas das conexões laterais, da heterogeneidade dos substratos e aumento na velocidade da água (Grzybowski & Glińska-Lewczuk, 2019; Reid et al., 2019). As alterações nas características hidromorfológicas decorrentes desses impactos (Kaushal & Belt, 2012) são responsáveis pela redução da qualidade do habitat e da retenção de nutrientes (Dudgeon et al., 2006; Opperman et al., 2020). A proteção e recuperação desses ambientes é uma tarefa desafiadora e requer uma combinação de esforços, como a prevenção e a redução das atividades prejudiciais aliadas a projetos de recuperação (Feld et al., 2018).

Nesse sentido, as técnicas estruturais visam à utilização de intervenções de engenharia para promover alterações hidromorfológicas (e.g., redução da velocidade, criação de meandros), além de mudanças na composição do sedimento (Allen et al., 2003; Palmer et al., 2014). Os projetos com técnicas estruturais vêm crescendo nos últimos anos, especialmente com o uso de intervenções para a recuperação da heterogeneidade de habitats em ambientes aquáticos (Pander & Geist, 2016). Cramer (2012) descreveu detalhadamente as principais diretrizes para recuperação de habitats em riachos, com princípios, metodologias e formas de planejamento para a implementação das estratégias. O autor destacou que a

escolha da estratégia mais adequada depende dos objetivos do projeto, que devem ser focados na recuperação de processos, na causa dos problemas e no contexto que a bacia está inserida (e.g., principais formas de uso e ocupação, índices de saneamento básico) (Figura 18). Além disso, o monitoramento da recuperação é fundamental para avaliação de sua efetividade em relação aos objetivos do projeto. Isso destaca a importância da definição de objetivos claros para o projeto de recuperação e a escolha de técnicas adequadas. Palmer et al. (2010) também apontaram que os projetos devem compreender toda complexidade de processos na bacia hidrográfica (e.g., desmatamento, agricultura, extração de água, espécies invasoras) que pode comprometer os resultados da recuperação ecológica.

Figura 18 – Processo de desenvolvimento de um projeto para recuperação, com escolhas baseadas no problema a ser solucionado e objetivos definidos de acordo com contexto ecológico, geomorfológico e socioeconômico



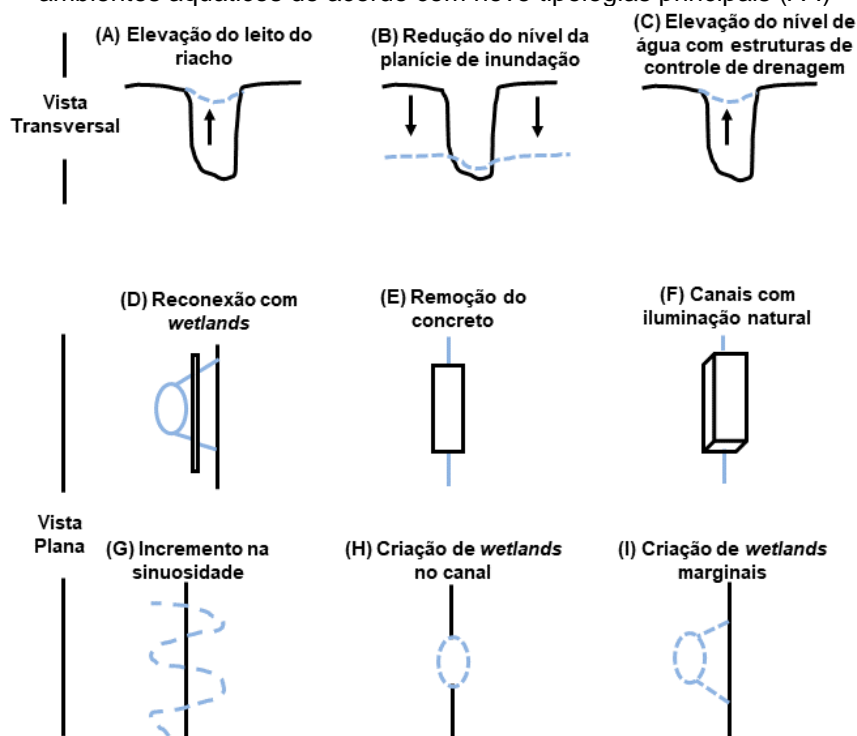
Fonte: Adaptado de Cramer (2012).

Entre os principais mecanismos estruturais utilizados para a recuperação de riachos, estão as modificações no canal para a redução da vazão e velocidade superficial (Rana et al., 2017). As estruturas mais comuns usadas para esta finalidade são barreiras com rochas (Phil Roni et al., 2006), defletores transversais, ganchos em forma de J, troncos e pedaços de raízes (Miller & Kochel, 2013; Palmer et al., 2014). A recuperação das características dos meandros dos riachos também é uma ferramenta para redução da velocidade da água e da capacidade de transporte

de sedimentos (Nakamura et al., 2014). Outra medida para a redução do fluxo de água e incremento da heterogeneidade de habitats (e.g., condições de fluxo rápido e lento) é a criação de “*step-pool structure*” e “*pool-riffle sequence*”, que são barreiras implantadas dentro dos riachos para a criação de áreas de remanso alternadas com fluxos rápidos e corredeiras (Wang et al., 2015). Dessa forma, o uso dessas estruturas vem sendo considerado para enriquecimento da complexidade hidromorfológica e aumento na retenção de nutrientes (Beaune & Sellier, 2021).

Newcomer Johnson et al., (2016) reportaram, em uma revisão sistemática de 79 estudos acerca da recuperação de riachos e sua influência sobre a retenção de $P-PO_4^{3-}$, $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, uma combinação de nove técnicas estruturais mais utilizadas para a recuperação desses ambientes, sumarizadas na Figura 19. As técnicas incluem alterações dos níveis de água e reconexão com a planície de inundação (tipologias A, B, C e D), remoção do revestimento de concreto e abertura de riachos urbanos para a superfície por meio da “descanalização” (E e F), aumento da sinuosidade (G) e criação de *wetlands* no canal principal ou em compartimentos (H e I) marginais.

Figura 19 – Representação esquemática de possíveis técnicas estruturais para a recuperação de ambientes aquáticos de acordo com nove tipologias principais (A-I)



Fonte: Adaptado de Newcomer Johnson et al. (2016).

O uso de técnicas para reconexão do canal com a planície de inundação (e.g., com aumento do número de áreas com *pool-riffle sequencies*) foi estudado por Reisinger et al. (2019). Os autores avaliaram os impactos dessas técnicas em riachos urbanos (com trechos sombreados e abertos) nos EUA. O trecho recuperado, com maior disponibilidade de luz, apresentou as maiores taxas de PPB. Dessa forma, os autores destacaram a importância de considerar os efeitos da disponibilidade de luz nas taxas metabólicas.

Os processos de retenção de N-NO_3^- podem ser influenciados pelo tempo de residência, como sugerido por Klocker et al. (2009). Os autores realizaram um estudo em quatro riachos (dois recuperados e dois degradados) na região metropolitana de Baltimore (Maryland, EUA). A recuperação dos riachos constituiu-se na criação de bacias de contenção da água pluvial, conectadas ao riacho, além de barreiras (e.g., *step-pool structures*) dentro dos riachos para a formação de áreas com menor fluxo de água. Os riachos recuperados apresentaram, para o N-NO_3^- , menor S_{W-amb} médio (488 m) e maior taxa de retenção média ($16,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), em comparação com as médias dos trechos degradados (S_{W-amb} : 1006 m e U_{amb} : $10 \mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$), e tais resultados foram associados ao maior tempo de residência nos trechos recuperados.

Os efeitos da substituição do fundo de concreto do canal por substrato heterogêneo e morfologia mais natural (e.g., meandros, áreas de remanso, etc) foram avaliados por Levi e McIntyre (2020). Os autores observaram correlações entre as medidas de recuperação (e.g., redução da velocidade da água, aumento das zonas de armazenamento temporário) e a redução da distância de retenção (S_{W-amb}) para P-PO_4^{3-} , N-NH_4^+ e N-NO_3^- . Além disso, foi observado aumento nas taxas de PBB (i.e., $1,4 \pm 0,1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ nos trechos com concreto para $17,4 \pm 0,7 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ nos trechos recuperados) e de RE (i.e., $1,6 \pm 0,1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ nos trechos com concreto para $11,0 \pm 0,5 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ nos trechos recuperados).

Os efeitos do aumento da sinuosidade do canal sobre os mecanismos de retenção de nutrientes foram avaliados em estudo de recuperação no canal Wilson Creek, nos EUA (Bukaveckas, 2007). Além da criação dos meandros, a recuperação do trecho envolveu a implantação de tecido (e.g., tipo juta ou aniagem) e cascalhos para a estabilização das margens. Além disso, houve o plantio de vegetação na mata ciliar e ao longo de toda a planície de inundação. O autor destacou que devido

à menor velocidade da água (redução de 11,9 para 8,7 m s⁻¹), as taxas de retenção de N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻ foram 30 e 3 vezes maiores, respectivamente, no canal recuperado em relação ao trecho canalizado.

A introdução de troncos de madeira no leito de rios, para simular os troncos que naturalmente seriam incorporados ao ambiente originados da vegetação ripária (Wohl et al., 2019), também vem sendo utilizada como técnica de recuperação (Philip Roni et al., 2015). Schalko et al. (2021) destacaram que o uso de troncos com diferentes tamanhos, posições e graus de submersão no leito do riacho, promovem alterações nas suas condições hidráulicas. Essas alterações, como aumento/redução da velocidade ou da turbulência da água, influenciam na heterogeneidade de habitats para peixes e outros microrganismos. Dessa maneira, os troncos contribuem para criação de áreas de remanso, com condições favoráveis para acúmulo de recursos alimentares e reprodução da biota aquática (Pilotto et al., 2014; Magliozzi et al., 2020).

A eficiência do uso de troncos de madeira sobre a estabilidade do canal e a recomposição de habitats foi avaliada por Brooks et al. (2004), em um rio que recebeu 20 barreiras (com 436 troncos) em um trecho de 1,1 km (Austrália). Os autores reportaram que após a implementação das estruturas houve aumento no número de áreas de remanso, que também passaram a ter maior profundidade, além de diversificação na composição do substrato (e.g., maior fração de sedimento fino). Essas alterações refletiram na comunidade de peixes, que teve aumento no número de espécies (30,2%) e indivíduos (53,4%). Efeitos semelhantes foram observados em um outro estudo, conduzido por Pinto et al. (2017), para a recuperação de um trecho do rio Mangaraí (Brasil). A recuperação foi realizada com a introdução de troncos de eucalipto, em diferentes configurações, para aumento da complexidade de habitats. Os autores observaram aumento de 21% na abundância de peixes, um mês após a implantação das estruturas, e mudanças substanciais na composição do substrato (e.g., formação de banco de folhas, aumento de cascalho, silte e seixos) após quatro meses.

3.2 Objetivos e hipóteses

Os principais objetivos do presente capítulo foram:

(i) manipular experimentalmente o tempo de residência da água e a disponibilidade de luz em trecho de um riacho retificado, como forma de simular efeitos de uma técnica estrutural (barreiras) e outra não estrutural (tela de sombreamento) de recuperação, de modo a avaliar a resposta do metabolismo aquático e da retenção de P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ a essas mudanças em curto prazo. Além disso, comparar as respostas da manipulação com um trecho de referência;

(ii) analisar de que maneira técnicas estruturais de recuperação já implantadas em um rio, com uso de troncos de madeira para redução da velocidade da água e criação de habitats, podem influenciar as taxas de PPB, RE e PPL e de retenção de P-PO_4^{3-} .

Com base nos objetivos formulados, testaram-se as seguintes hipóteses:

(i) a redução da velocidade da água e tempo de residência (i.e., por meio do uso de barreiras artificiais ou troncos de madeira) aumentaria as taxas retenção de nutrientes, PPB e RE. O maior tempo de residência, pelo uso de barreiras, promoveria maior chance de contato entre os nutrientes e os sítios reativos do ambiente aquático, promovendo a retenção por diferentes processos (e.g., assimilação biológica, sedimentação, adsorção pelo sedimento). Já a menor disponibilidade de luz, pela implantação da tela de sombreamento, reduziria as taxas de PPB.

(ii) O uso das estruturas com troncos e galhos poderia gerar condições mais adequadas para a colonização de biofilme, com aumento na PBB e retenção de P-PO_4^{3-} . Além disso, a maior heterogeneidade de habitats contribuiria para o desenvolvimento de organismos bentônicos, o que aumentaria da RE.



3.3 Materiais e métodos

3.3.1 Simulação de técnica de recuperação em um riacho retificado

3.3.1.1 Área de estudo e amostragem

Foram selecionados dois trechos no riacho Espraiado (Tabela 14), localizado em São Carlos (SP), para a realização de experimentos com a simulação de técnicas estruturais e não estruturais de recuperação. O trecho 1 (ESP1), com uma extensão de 84 m, possuía vegetação preservada, substrato natural, curso meândrico, e funcionou como controle. O trecho 2 (ESP2), a jusante do ESP1 e com extensão de 200 m e largura de 43 cm, foi retificado, canalizado e sua mata ciliar foi removida. Os experimentos no ESP2 foram realizados entre maio e junho de 2019, em condições de escoamento de base (e.g., *base flow*).

Tabela 14 – Informações sobre os trechos estudados, incluindo nome do riacho, código, localização, principais características, extensão e fotografia

Riacho e código	Espraiado – ESP1	Espraiado – ESP2
Coordenadas geográficas	21°58'46,75" S 47°52'23,11" O	21°58'59,15" S 47°52'24,74" O
Características gerais	Riacho de referência Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, curso meândrico, próximo à nascente	Riacho retificado Mata ciliar removida, trecho retificado, canal com concreto no fundo, sem conexão com a área de várzea, localizado à jusante do trecho de referência
Extensão do trecho (m)	84	200
Foto		

3.3.1.2 Manipulação experimental

A manipulação experimental foi dividida em duas etapas: (i) simulação de uma técnica estrutural, com adição de barreiras e aumento do tempo de residência da água, a fim de verificar os efeitos imediatos nas métricas de retenção de P-PO_4^{3-} e N-NH_4^+ , no trecho ESP2; (ii) simulação de uma técnica não estrutural, com adição de tela de sombreamento, a fim de verificar os efeitos da disponibilidade de luz sobre as taxas de PPB, RE e PPL, no trecho ESP2. Os resultados das manipulações foram comparados com o trecho de referência (ESP1).

3.3.1.2.1 Adição de barreiras

A manipulação do tempo de residência da água, no trecho ESP2, foi realizada em 24 de maio de 2019. Para isso, foram adicionadas 14 e 21 barreiras (e.g. rochas, fragmentos de galhos ou estruturas plásticas) que distribuídas aleatoriamente na extensão total do trecho retificado (200 m). Foram gerados incrementos relativos no tempo de residência em 20 e 40%, respectivamente (Figura 20), em comparação à situação sem nenhuma barreira. Os incrementos relativos do tempo de residência foram escolhidos de acordo com o volume máximo do canal e testes prévios, de maneira a evitar transbordamentos.

Figura 20 – Configurações da manipulação experimental do ESP2, pela adição de barreiras, com as quais foram gerados incrementos relativos de 20% (A) e 40% (B) nos tempos de residência



Fonte: Autoria própria.

Foram realizados três experimentos de adição de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ no trecho ESP2 para estimativas das métricas de retenção, segundo TASC (Covino et al., 2010) e com os mesmos procedimentos já descritos no Capítulo III. O primeiro foi realizado antes da inserção das barreiras (E1), e o experimento foi repetido a cada nova configuração das barreiras (E2 e E3, com aumento de 20 e 40% do tempo de residência, respectivamente), a fim de verificar os efeitos das barreiras nas métricas de retenção (Figura 20). Além disso, as métricas de retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ no trecho de referência (ESP1) foram estimativas em duas coletas, em fevereiro e julho de 2019, também seguindo o método TASC e com os mesmos procedimentos já descritos no Capítulo III.

Os experimentos foram realizados em sequência e no mesmo dia. Para que não houvesse alterações nos resultados das análises de nutrientes, a adição de novas barreiras e o pulso de nutrientes foram realizados somente após o retorno das concentrações basais de condutividade. A estimativa do metabolismo aquático não foi realizada nos experimentos com barreiras (E2 e E3), pois estes foram de curta duração e essa estimativa demandaria o tempo mínimo de 24 h para o registro do OD (Grace et al., 2015).

3.3.1.2.2 Tela de sombreamento

A manipulação da disponibilidade de luz foi realizada com a instalação de uma tela de sombreamento em um trecho de 183 m, no ESP2 (Figura 21). O trecho ficou coberto com a tela de opacidade de 50% (E4) durante 3 dias (25 a 27 de maio de 2019) e com a de 70% (E5) durante 7 dias (29 de maio a 4 de junho de 2019). As taxas de metabolismo aquático foram estimadas diariamente, três dias antes da instalação da tela (E1) e em todo o período com a cobertura da tela (E4 e E5). Para a estimativa do metabolismo aquático foi utilizada a variação da concentração do OD ao longo do tempo, usando o modelo BASE (Grace et al., 2015), e com os mesmos procedimentos já descritos no Capítulo III.

Figura 21 – Configurações da manipulação experimental do ESP2, pela adição de tela de sombreamento, em que foram gerados incrementos relativos de 50% (A) e 70% (B) no sombreamento



Fonte: Autoria própria.

3.3.1.3 Variáveis ambientais

A densidade da cobertura vegetal foi avaliada nos trechos ESP1 e ESP2, em todas as coletas, por um densiômetro esférico côncavo (Lemmon, 1956, 1957) seguindo os procedimentos metodológicos já descritos no Capítulo III. A profundidade e largura (m) média foram mensuradas, em todas as coletas, em no mínimo seis transectos ao longo de cada trecho.

A vazão, velocidade da água e o tempo de residência foram estimadas em todos os experimentos de manipulação, pelo método de liberação pulsada de soluto conservativo (Webster & Valett, 1996) e com os mesmos procedimentos já descritos no Capítulo III.

3.3.2 Metabolismo e retenção de fosfato em trechos de rio com técnicas estruturais implantadas

3.3.2.1 Área de estudo e amostragem

Nesta etapa, como estudo de caso de um ambiente no qual técnicas estruturais recuperação foram implantadas, escolheu-se o rio Mangaraí, cuja bacia se localiza nos municípios de Cariacica e Santa Leopoldina (ES). De acordo com o Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER),

tal bacia é predominantemente ocupada por atividades agrícolas, com área total de 18.370 ha (INCAPER, 2021). O rio Mangaraí é um dos principais afluentes do rio Santa Maria da Vitória, importante manancial de abastecimento de água para 600 mil habitantes da Região Metropolitana de Vitória. No entanto, o rio Mangaraí contribui com o aporte de elevadas cargas de sedimentos no rio Santa Maria da Vitória, devido a processos erosivos na bacia. A bacia do rio Mangaraí foi incluída em 2016 no Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem, do Governo do Estado do Espírito Santo, que por meio de várias parcerias (e.g., INCAPER, Prefeitura Municipal) tem o objetivo de reduzir essa carga de sedimentos e melhorar a qualidade da água. O programa tem como meta a instalação de sistemas de esgotamento sanitário nas áreas rurais, educação ambiental e reflorestamento de 50 ha da bacia e está em fase de execução.

Além desse programa para recuperação ambiental da bacia, o rio Mangaraí recebeu, em agosto de 2015, medidas estruturais para a recuperação de um trecho. Esse projeto, denominado Renaturalize, foi realizado pela empresa Aplysia Soluções Ambientais. Para a presente pesquisa, foram selecionados três trechos do rio Mangaraí (em Santa Leopoldina, ES) com diferentes características e condições (Tabela 15), com extensões que variaram de 203 a 374 m (Figura 22, com pontos a montante e jusante dos trechos avaliados). O trecho 1 (PRES) possuía mata ciliar preservada, curso meândrico, substrato natural e foi considerado como ambiente de referência, devido à baixa interferência antrópica na sua área de drenagem. O trecho 2 (IMPA) possuía processos erosivos nas margens, assoreamento, mata ciliar fragmentada e acessada pelo gado, sendo considerado um trecho de controle de impacto, devido às interferências antrópicas no local. O trecho 3 (RENA) apresentou características semelhantes ao trecho IMPA, com mata ciliar fragmentada, assoreamento e processos erosivos. Nesse trecho, contudo, foram implantadas técnicas estruturais de recuperação pelo projeto Renaturalize. Na presente pesquisa, foram realizadas duas coletas no ano de 2019, uma no período chuvoso (março) e outra no período de estiagem (julho), nesses três trechos.

Tabela 15 – Informações sobre os trechos estudados, incluindo código, localização, principais características, extensão, largura média da mata ciliar e fotografia




Trecho	PRES	IMPA	RENA
Coordenadas geográficas	20°9'31.09"S 40°27'23.28"O	20°10'39.29"S 40°30'2.58"O	20°10'39.21"S 40°30'1.08"O
Características gerais	Mata ciliar preservada, substrato natural, curso meândrico Ambiente de referência	Mata ciliar fragmentada, processos erosivos, assoreamento	Mata ciliar fragmentada, processos erosivos, assoreamento, estruturas de recuperação
Extensão do trecho (m)	203	268	374
Largura média da mata ciliar (m)	54	10	15
Foto			

Figura 22 – Imagem de satélite e localização do trecho de referência (PRES), controle de impacto (IMPA) e recuperado pelo projeto Renaturalize (RENA), com ponto a montante (seta branca) e jusante (seta amarela)



Fonte: Google Earth, 2021.

3.3.2.2 Técnica estrutural de recuperação: instalação de troncos de eucalipto

O Projeto Renaturalize consistiu na aplicação de técnicas estruturais em diferentes configurações, usando troncos e galhos de eucalipto (*Eucalyptus urograndis*), para a recuperação de um trecho do rio Mangaraí. As estruturas foram instaladas com distância média de 14 m e foram construídas com madeira proveniente de plantios locais de eucalipto, com idade de cinco anos (Pinto et al., 2017). O trecho recuperado foi selecionado devido às suas características morfológicas e pela facilidade na logística (e.g., acesso à equipe e maquinário utilizado). O projeto teve como objetivos específicos: (i) melhorar a qualidade da água e reduzir a carga de sedimentos exportada; (ii) aumentar a heterogeneidade hidromorfológica do trecho; (iii) promover maior abundância de peixes (Pinto et al., 2017). Para isso, a técnica implementada e o *design* do Projeto Renaturalize foram fundamentados nos conceitos e diretrizes para recuperação de habitats definidos por Cramer (2012), além de experiências internacionais semelhantes na Austrália, Europa e Estados Unidos (Brooks et al., 2004; STREAMLIFE, 2021).

Foram utilizados três tipos de estruturais principais: rígida, flexível e em “D”, fixadas no leito do rio com cabo de aço, estacas e rochas. A estrutura rígida consistiu em troncos de eucalipto (Figura 23AB), com diâmetro de aproximadamente 30 cm e comprimento médio de 5 m, para reproduzir troncos que naturalmente poderiam ser inseridos no leito do rio, provenientes da vegetação ripária do entorno imediato. Os troncos foram posicionados como defletores com o objetivo de propiciar mudanças nas características hidrodinâmicas (e.g., alteração da direção do fluxo, redução da velocidade da água, e criação de áreas de depósito de sedimento fino). A estrutura flexível consistiu na combinação de troncos com feixes de galhos e folhas para alterar a direção do fluxo e criar uma área para depósito de folhas (Figura 23CD), promovendo habitats para insetos e peixes. A estrutura em “D” consistiu no uso de estacas de madeira (Figura 23EF), com diâmetro de 4 a 10 cm, com feixes de galhos e folhas posicionadas para criar áreas de remanso e de depósito de folhas/sedimento. Os efeitos das estruturas sobre variáveis de qualidade da água (OD, pH, turbidez e nutrientes), características do sedimento e abundância de peixes foram monitorados mensalmente pela Aplysia, nos mesmos trechos

selecionados na presente pesquisa, um mês antes e durante quatro meses após a instalação das estruturas (Pinto et al., 2017).

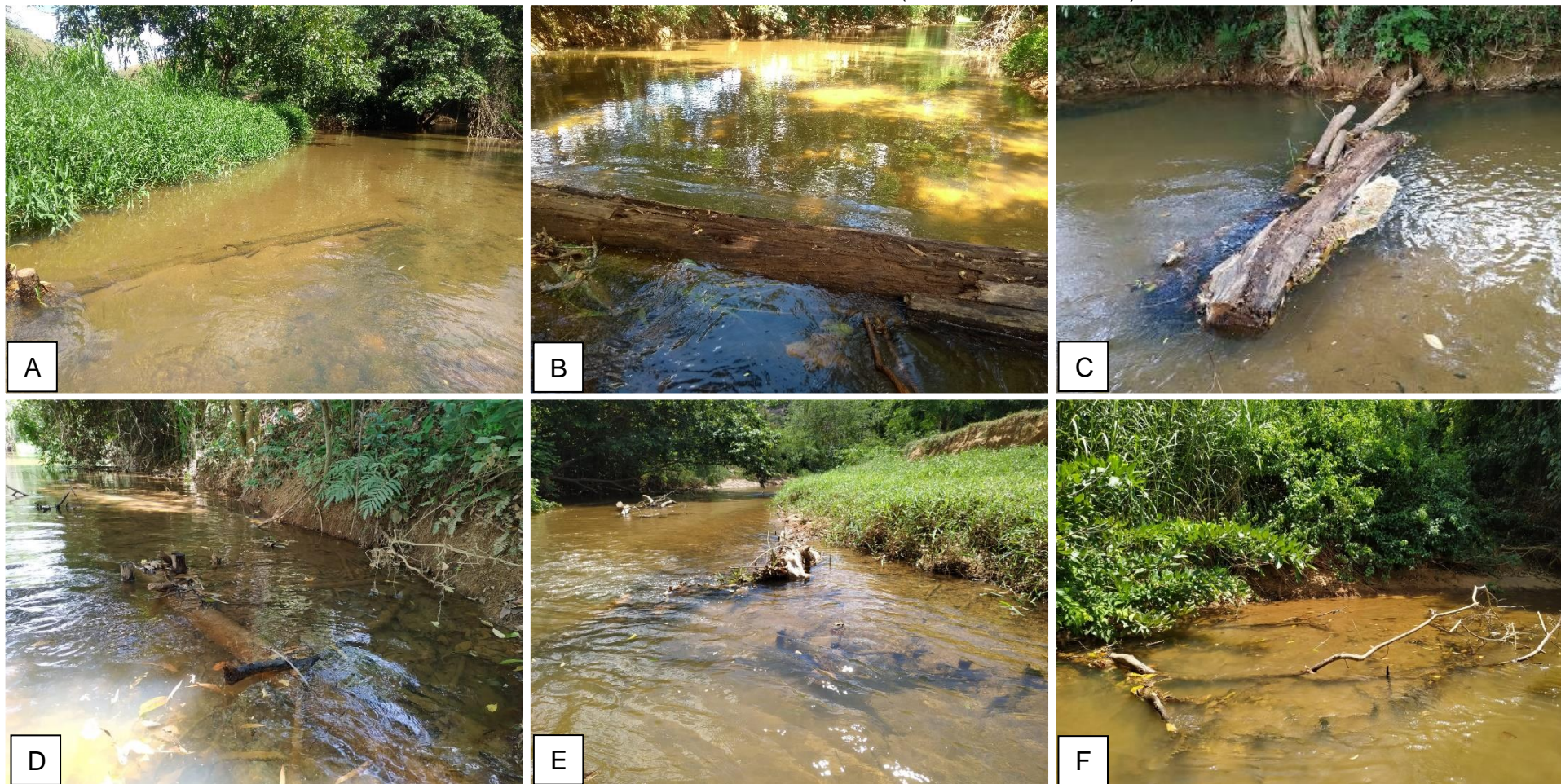
3.3.2.3 Variáveis ambientais, retenção de nutrientes e metabolismo aquático

A vazão e a velocidade da água foram estimadas, nas duas coletas da presente pesquisa, pelo método de Webster & Valett (1996). A densidade da cobertura vegetal foi avaliada nos três trechos, também em ambas as coletas, por um densiômetro esférico côncavo (Lemmon, 1956, 1957). Além disso, foram efetuadas medições *in situ* da temperatura da água, pH, condutividade elétrica, turbidez (sonda multiparâmetros Hanna – 9829) e OD (sensor óptico Onset-HOBO® U26-001). Em todos os casos, foram seguidos os procedimentos metodológicos descritos no Capítulo III.

A profundidade e a largura (m) média de cada trecho foram mensuradas, em todas as coletas, em no mínimo seis transectos (com três medidas de profundidade em cada) ao longo de cada trecho em estudo. Foram identificados os tipos de substrato predominantes (e.g., raízes, rochas, areia, sedimento fino, folhas etc.), por meio de uma caracterização, em vinte transectos (com dez pontos cada) ao longo dos trechos.

Foram realizados experimentos para a estimativa das taxas metabólicas (PPB, RE e PPL), usando o modelo BASE (Grace et al., 2015), e de retenção de P- PO_4^{3-} , seguindo o método TASC, nos três trechos selecionados. Foram seguidos exatamente os mesmos procedimentos metodológicos descritos no Capítulo III.

Figura 23 – Estruturas utilizadas no Projeto Renaturalize, com troncos de madeira no canal (rígida, A e B), troncos e feixes de galhos (flexível, C e D), áreas de remanso e acúmulo de folhas e sedimento fino (estrutura em “D”, E e F)



Fonte: Autoria própria (2019).

3.4 Resultados

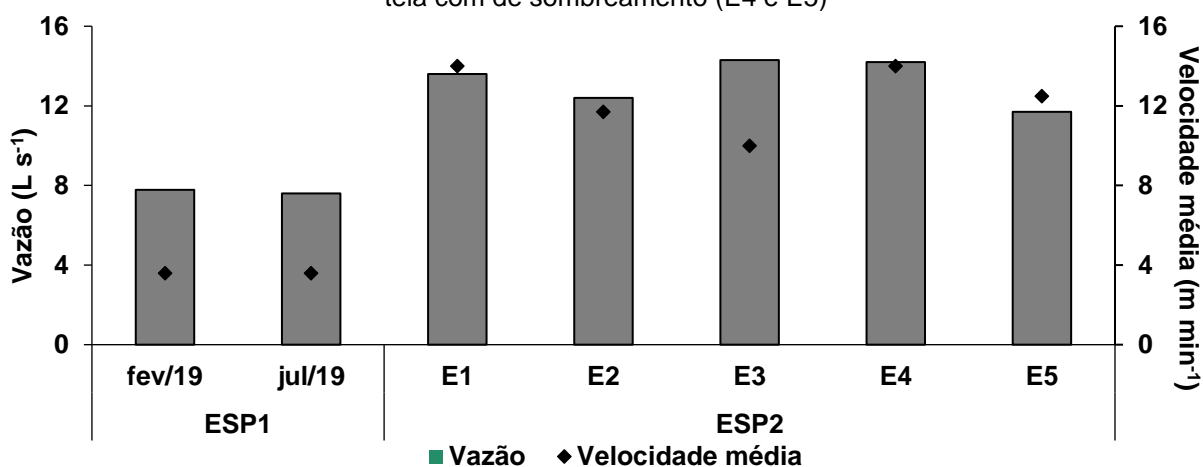
3.4.1 Simulação de técnica de recuperação em um riacho retificado

3.4.1.1 Densidade da cobertura vegetal e variáveis hidráulicas

A densidade da cobertura vegetal da mata ciliar apresentou média de 87% no trecho de referência (ESP1). Além disso, as médias da vazão e a velocidade da água no trecho de referência foram de $7,7 \text{ L s}^{-1}$ e $3,6 \text{ m min}^{-1}$, respectivamente (Figura 24). Já no trecho retificado (ESP2), a vazão e a velocidade da água (E1, sem adição de barreiras) foram de $13,6 \text{ L s}^{-1}$ e $14,0 \text{ m min}^{-1}$, respectivamente. Houve uma redução na velocidade da água de 16% ($11,7 \text{ m min}^{-1}$) e 29% ($10,0 \text{ m min}^{-1}$), com a adição das barreiras no trecho (E2 e E3, respectivamente), em comparação à situação sem nenhuma barreira (Figura 24). Ao longo dos experimentos com a tela de sombreamento (E4 e E5), a média da vazão e a velocidade da água foi de $12,9 \text{ L s}^{-1}$ e $13,2 \text{ m min}^{-1}$, respectivamente.

Durante o experimento de adição de barreiras, o tempo de residência do trecho ESP2 aumentou de 12,5 min (E1) para 15 min (E2) e 17,5 min (E3), correspondendo a 20 e 40%. A profundidade média aumentou de 0,15 cm (E1) para 0,22 cm (E2 e E3) como resposta ao incremento do tempo de residência e barreiras.

Figura 24 – Vazão (L s^{-1}) e velocidade média da água (m min^{-1}), no trecho de referência (ESP1, verde) nos meses de fevereiro e julho de 2019, e nas configurações experimentais no trecho retificado (ESP2) com o trecho sem barreiras (E1) e com barreira (E2 e E3), e após a instalação da tela com de sombreamento (E4 e E5)



3.4.1.2 Retenção de nutrientes

A concentração ambiental média de $P-PO_4^{3-}$ foi $12,8 \mu\text{g L}^{-1}$ no trecho de referência (ESP1) e de $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$ no trecho retificado (ESP2) antes da adição das barreiras (E1) (Tabela 16). Já após a primeira adição de barreiras (E2), foi de $10,2 \mu\text{g L}^{-1}$ e na segunda adição (E3) de $2,8 \mu\text{g L}^{-1}$. A concentração média de $N-NH_4^+$ foi $6,4 \mu\text{g L}^{-1}$ no ESP1 e $2 \mu\text{g L}^{-1}$ em todas as configurações experimentais no ESP2.

Tabela 16 – Concentração (N_{amb} , em $\mu\text{g L}^{-1}$) e métricas ambientais de retenção de nutrientes S_{w-amb} (m), U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e V_{f-amb} (mm min^{-1}), para $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, e durante o experimento de adição de barreiras (E1: trecho sem barreiras; E2 e E3: incrementos de 20% e 40% do tempo de residência, respectivamente) nos trechos em estudo

Variável	ESP1		ESP2			
	fev/19	jul/19	E1	E2	E3	
$P-PO_4^{3-}$	N_{amb}	14,4	11,2	2,6	10,2	2,8
	S_{w-amb}	71	112	157	115	248
	U_{amb}	99,9	79,2	32,3	173,2	21,9
	V_{f-amb}	6,9	7,1	12,4	17,0	7,9
$N-NH_4^+$	N_{amb}	8,9	3,9	2,0	2,0	2,0
	S_{w-amb}	48	51	245	49	121
	U_{amb}	90,4	46,0	15,9	68,1	32,3
	V_{f-amb}	10,2	11,9	8,0	34,0	16,2

N_{amb} : concentração ambiental do nutriente;

S_{w-amb} : distância média em que uma molécula de nutriente na forma dissolvida percorre até ser retida por meio de mecanismos bióticos ou abióticos. A distância de retenção do nutriente é um indicativo da retenção: quanto menor a distância, maior a retenção;

U_{amb} : taxa ambiental de retenção de nutrientes, em $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$. Quanto maior a taxa, maior a capacidade retenção do trecho;

V_{f-amb} : velocidade ambiental de retenção de nutrientes, associada a eficiência do trecho na retenção.

Em relação as métricas de retenção de $P-PO_4^{3-}$, o trecho ESP1 apresentou menor média da S_{w-amb} e maior U_{amb} (92 m e $89,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$, respectivamente) em comparação com o trecho ESP2 sem barreiras (157 m e $32,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 16). As V_{f-amb} médias foram de $7,0$ e $12,4 \text{ mm min}^{-1}$ no ESP1 e ESP2 (E1), respectivamente. Durante os experimentos com adição de barreiras no trecho ESP2 (E2 e E3), as métricas de retenção foram 115 e 248 m para o S_{w-amb} , $173,2$ e $21,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ para a U_{amb} e $17,0$ e $7,9 \text{ mm min}^{-1}$ para a V_{f-amb} , respectivamente.

Em relação ao $N-NH_4^+$, as métricas do trecho de referência (ESP1) apresentaram menor média da S_{w-amb} e maiores médias de U_{amb} e V_{f-amb} (50 m , $68,2$

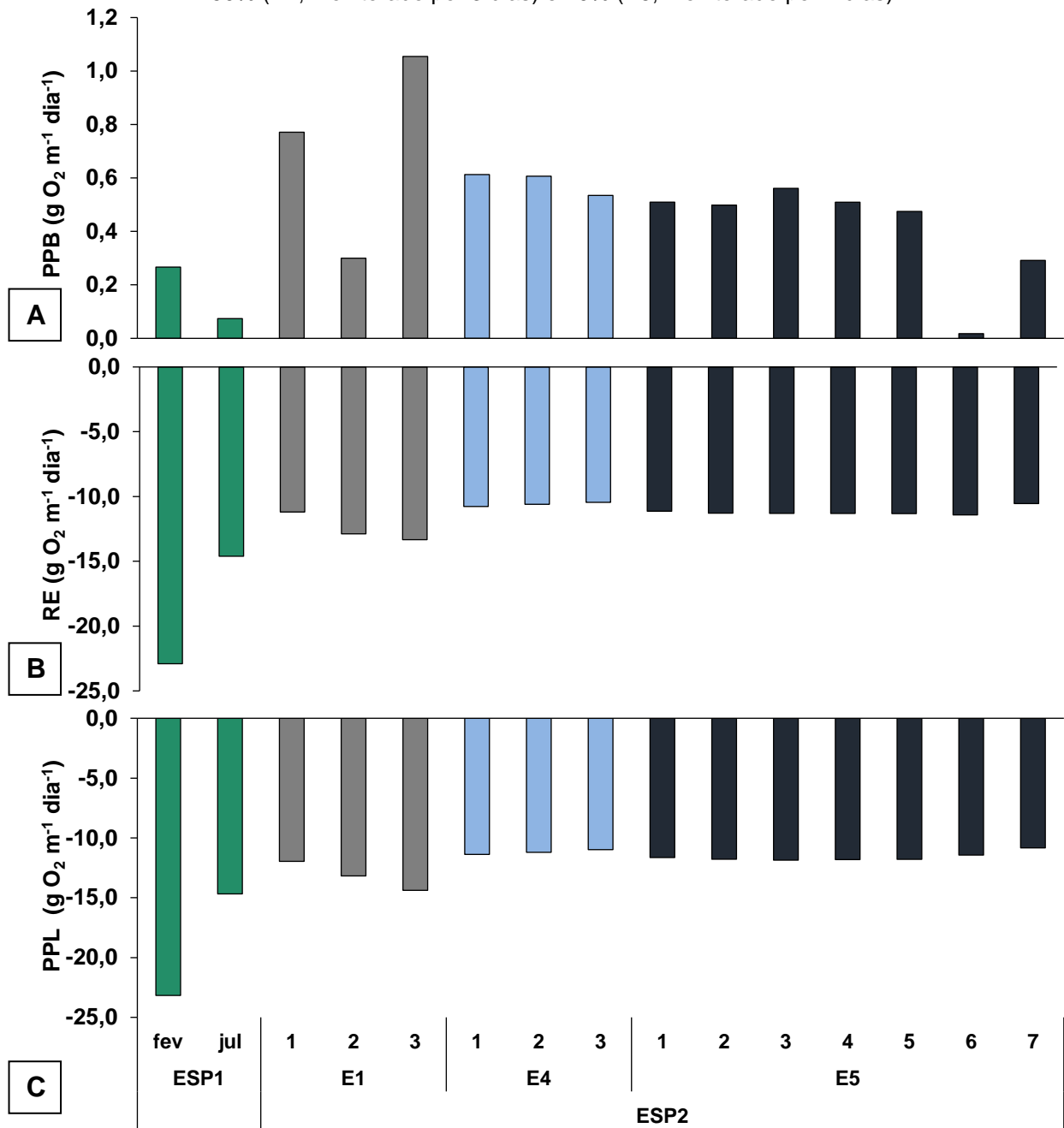
$\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e $11,0 \text{ mm min}^{-1}$, respectivamente). As métricas no trecho retificado (ESP2), sem adição de barreiras, foram 245 m, $15,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e $8,0 \text{ mm min}^{-1}$, para $S_{W\text{-amb}}$, U_{amb} e $V_{f\text{-amb}}$ respectivamente (Tabela 16). Nos experimentos com adição de barreiras no trecho ESP2 (E2 e E3), houve redução da $S_{W\text{-amb}}$ e as métricas U_{amb} e $V_{f\text{-amb}}$ foram maiores, comparadas ao experimento E1 e mais próximas do trecho de referência. Na primeira (E2) e segunda (E3) adição, respectivamente, as métricas de retenção foram 49 e 121 m para o $S_{W\text{-amb}}$, 68,1 e $32,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ para a U_{amb} e 34,0 e $16,2 \text{ mm min}^{-1}$ para a $V_{f\text{-amb}}$.

3.4.1.3 Metabolismo aquático

As taxas de PPB apresentaram menor média no trecho de referência (ESP1, $0,17 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) em comparação com o retificado (ESP2, E1, $0,71 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (Figura 25A). Após a instalação da tela de sombreamento, a PPB apresentou uma tendência de redução, com média de $0,58 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ durante os dias com a tela de 50% de opacidade (E4) e $0,41 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ com a de 70% (E5).

As taxas médias de RE foram maiores no trecho de referência (ESP1, $18,75 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), em comparação com o retificado (ESP2, E1, $12,48 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) (Figura 25B). As taxas de RE reduziram após a instalação da tela de sombreamento, com médias de 10,60 (E4) e 11,18 $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (E5). As taxas de RE foram apresentadas com valores negativos, na Figura 25B, o que representa o consumo de oxigênio. Todos os trechos apresentaram condições heterotróficas (RE excedeu a PPB), com variação das taxas de PPL entre $-23,17$ e $-10,83 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ (Figura 25C). O trecho ESP1 apresentou maior heterotrofia (PPL média, $-18,93 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) em comparação ao ESP2 (E1, PPL média, $-13,17 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$).

Figura 25 – Taxas de PPB (A), RE (B) e PPL (C) ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), no trecho de referência (ESP1) nos meses de fevereiro e julho de 2019, e nas configurações experimentais no trecho retificado (ESP2) com o trecho sem tela de sombreamento (E1, monitorado por 3 dias) e após a instalação da tela com 50% (E4, monitorado por 3 dias) e 70% (E5, monitorado por 7 dias)

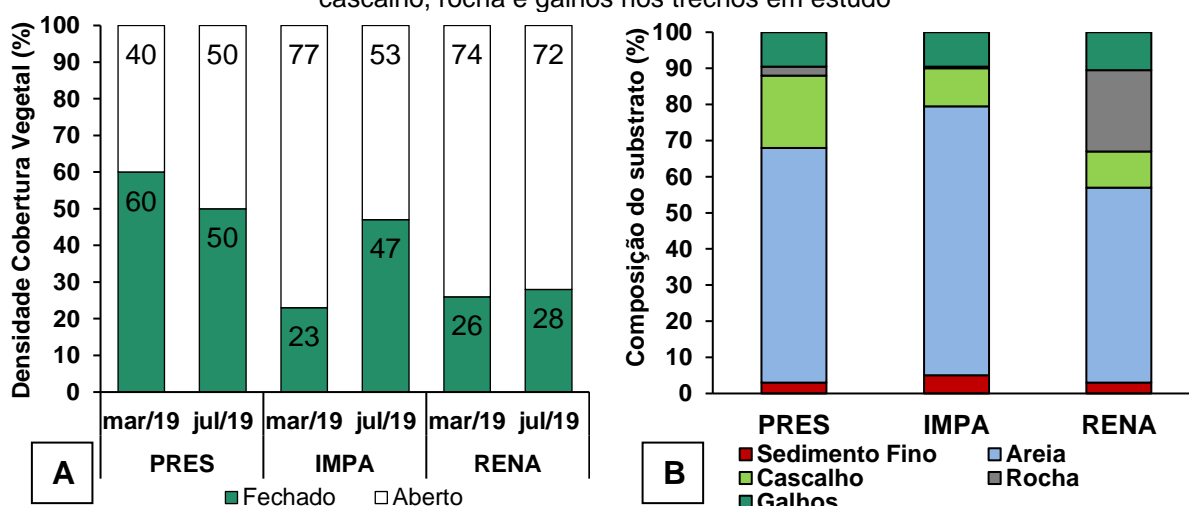


3.4.2 Metabolismo e retenção de fosfato em trechos de rio com técnicas estruturais implantadas

3.4.2.1 Variáveis ambientais

A densidade da cobertura vegetal das matas ciliares apresentou variação entre 23 e 60% (Figura 26A), com a maior média no PRES (55%), seguido do IMPA (35%) e RENA (27%). Os trechos apresentaram o predomínio de areia na composição do sedimento (Figura 26B), sendo a maior heterogeneidade no RENA, com a presença de areia (54%), rochas (22%) e galhos e cascalho (10%).

Figura 26 – Variação da densidade da cobertura vegetal (%) (A), com sua porcentagem relativa de sombreamento (fechado) e sem sombreamento (aberto), nos meses de março e julho de 2019 e composição do substrato (%) (B), com a respectiva participação relativa de sedimento fino, areia, cascalho, rocha e galhos nos trechos em estudo



A temperatura da água variou entre 25,6 e 28,1 °C em março e entre 20,6 e 22,6 °C em julho (Tabela 17). O pH refletiu meio ácido a neutro, com variação entre 5,8 e 6,8. A turbidez e a condutividade foram relativamente semelhantes entre os três trechos, com faixas entre 4,3 e 9,3 UNT e 38 e 52 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. A concentração de OD variou entre 7,3 e 8,6 mg L^{-1} , com menores médias (7,5 mg L^{-1}) na coleta realizada no período chuvoso e maiores no de estiagem (8,4 mg L^{-1}).

Tabela 17 – Medições *in situ*, com uso de sonda multiparâmetros para temperatura (°C), pH, turbidez (UNT) e condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), e com uso de sensor óptico para oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), nos trechos em estudo, nos meses de março e julho de 2019

Variável	PRES		IMPA		RENA	
	mar/19	jul/19	mar/19	jul/19	mar/19	jul/19
Temperatura da água (°C)	25,6	20,6	27,0	21,0	28,1	22,6
pH	6,8	6,2	6,2	5,8	6,2	6,2
Turbidez (UNT)	6,9	9,3	4,4	5,2	4,3	4,6
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	51	44	50	38	52	44
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	7,3	8,2	7,5	8,5	7,8	8,6

A vazão dos trechos variou entre 403 e 656 L s^{-1} em março, e entre 751 e 909 L s^{-1} em julho (Tabela 18). A velocidade da água variou entre 19,8 e 25,8 m min^{-1} , sendo o trecho PRES com a menor média (21,2 m min^{-1}), seguido do IMPA (24,8 m min^{-1}) e RENA (24,0 m min^{-1}). A profundidade dos trechos variou entre 0,33 e 0,43 m, com médias semelhantes entre eles (0,39 m no PRES, 0,36 m no IMPA e 0,40 m no RENA). Já a largura variou entre 8,8 e 12,0 m, com menor média no IMPA (9,0 m), seguido do RENA (10,9 m) e PRES (11,3 m) (Tabela 18).

Tabela 18 – Vazão (L s^{-1}), velocidade média da água (m min^{-1}), profundidade (m) e largura média (m), nos trechos em estudo, nos meses de março e julho de 2019

Trecho	Mês	Vazão (L s^{-1})	Velocidade (m min^{-1})	Profundidade (m)	Largura (m)
PRES	mar/19	403	22,6	0,35	10,5
	jul/19	751	19,8	0,42	12,0
IMPA	mar/19	543	23,8	0,33	8,8
	jul/19	909	25,8	0,38	9,2
RENA	mar/19	656	21,7	0,43	10,1
	jul/19	837	26,3	0,37	11,7

3.4.2.2 Métricas ambientais de retenção de P-PO_4^{3-} e metabolismo aquático

A concentração ambiental de P-PO_4^{3-} variou entre 2,5 e 3,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ em todos os trechos (Tabela 19). As métricas de retenção de P-PO_4^{3-} apresentaram variações entre os três trechos em estudo. O trecho PRES apresentou a menor $S_{W\text{-amb}}$ média (128 m), seguido do RENA (824 m) e IMPA (1324 m). As maiores U_{amb} e $V_{f\text{-amb}}$ médias foram no trecho PRES (81 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e 24,6 mm min^{-1} , respectivamente),

seguidas do RENA (23,8 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e 7,1 mm min^{-1} , respectivamente) e IMPA (15,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ e 4,5 mm min^{-1} , respectivamente).

Tabela 19 – Concentrações ($\mu\text{g L}^{-1}$) e métricas ambientais de retenção de nutrientes $S_{w\text{-amb}}$ (m), U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$) e $V_{f\text{-amb}}$ (mm min^{-1}), para P-PO_4^{3-} , nos trechos em estudo, em março e julho de 2019

Variável	PRES		IMPA		RENA	
	mar/19	jul/19	mar/19	jul/19	mar/19	jul/19
Conc amb de P-PO_4^{3-} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3,1	3,5	3,8	2,5	3,3	3,4
$S_{w\text{-amb}}$ (m)	84	173	718	2006	297	1351
U_{amb} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$)	86,4	75,6	23,6	6,7	35,9	11,7
$V_{f\text{-amb}}$ (mm min^{-1})	27,5	21,6	6,2	2,7	10,8	3,5

O trecho RENA apresentou as maiores taxas de PPB, com média de 0,58 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, seguido do PRES e IMP (médias de 0,14 e 0,10 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 20). O trecho PRES apresentou taxas de RE média de 3,91 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, seguido do RENA e IMP (médias de 1,70 e 1,62 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, respectivamente). Todos os trechos apresentaram condições heterotróficas, com RE maior que a PPB, sendo o trecho PRES taxas de PPL média de -3,76 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$, seguido do RENA (média de -1,52 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$) e IMPA (média de -1,12 $\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$).

Tabela 20 – Taxas de PPB, RE e PPL ($\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$), nos trechos em estudo, nos meses de março e julho de 2019

Trecho	Mês	PPB ($\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$)	RE ($\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$)	PPL ($\text{g O}_2 \text{m}^{-2} \text{dia}^{-1}$)
PRES	mar/19	0,15	3,04	-2,89
	jul/19	0,14	4,77	-4,63
IMPA	mar/19	0,17	1,89	-1,72
	jul/19	0,02	1,34	-1,32
RENA	mar/19	0,59	1,84	-1,25
	jul/19	0,58	1,56	-0,98

3.5 Discussão

3.5.1 Simulação de técnica de recuperação em um riacho retificado

A adição de barreiras no leito de rios e riachos vem sendo utilizada em projetos de recuperação visando a redução da velocidade da água e a formação de áreas de remanso, propiciando maior deposição de sedimentos e complexidade do canal (Elosegi et al., 2017; Pagliara & Kurdistani, 2017). Os resultados dos experimentos com adição de barreiras e consequente incremento no tempo de residência da água mostraram efeitos imediatos sobre as métricas de retenção. Após a inserção do primeiro conjunto de barreiras, o trecho apresentou redução do S_{W-amb} e aumento na V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, comparado ao trecho sem barreiras, indicando incremento da retenção dos nutrientes. A redução da velocidade da água pode ter contribuído para esse aumento na retenção, devido ao maior tempo de contato entre os nutrientes e os compartimentos bióticos/abióticos (e.g. laterais e fundo do canal). Cunha et al. (2018) ao realizarem experimentos de curta duração com adição de barreiras, também evidenciaram a maior retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$. O aumento na retenção também foi associado pelos autores a redução da velocidade do fluxo pelas barreiras. Além disso, efeitos a curto prazo (dentro de um mês) também foram observados por Roberts et al. (2007), com aumento na complexidade hidrodinâmica do canal e taxa de retenção de $N-NH_4^+$ após a adição de barreiras de madeira.

A presença de perifíton no fundo do canal do trecho retificado, observada durante as coletas, pode ser associada com a elevada luminosidade de ambientes com dossel aberto (Mosisch et al., 2001). A biomassa do perifíton presente no trecho canalizado pode ter influenciado na retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, visto que alguns trabalhos associaram maiores concentrações de clorofila bentônica com a retenção desses nutrientes (Mulholland et al., 1994; Reddy et al., 1999).

A demanda biológica por nutrientes pode ser influenciada pela abundância ou limitação das concentrações ambientais (Appling & Heffernan, 2014). Um dos exemplos, é o aumento da retenção e armazenamento de P em situações com maior disponibilidade de nutrientes (e.g., experimentos com pulsos de nutrientes), denominado de “*luxury uptake*”. Dessa forma, o aumento da U_{amb} de $P-PO_4^{3-}$ na

primeira adição de barreiras pode ter sido influenciado por esse efeito. Cunha et al. (2018) observaram o aumento de 79 e 63% na U_{amb} de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, após o incremento do tempo de retenção, em um experimento com adição de barreiras. Os autores associaram o aumento da retenção com o *luxury uptake*, provavelmente atribuído ao perifíton. Além disso, destacaram que a limitação de nutrientes em riachos tropicais com baixa interferência antrópica pode induzir ao *luxury uptake*. As concentrações ambientais de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ no trecho retificado apresentaram média inferior a sugerida por Cunha et al. (2011) e Fonseca et al. (2014), para ambientes com baixa interferência antrópica (10 e 15 $\mu g L^{-1}$ de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, respectivamente), o que pode ter favorecido o efeito.

Os processos de retenção de $N-NH_4^+$ foram discutidos por Peterson (2001) em um trabalho realizado em oito riachos nos EUA. Os autores reportaram que entre 70 e 80% da retenção de $N-NH_4^+$ foi associada aos organismos autótrofos (e.g. algas e macrófita), heterotróficos (fungos e bactérias) ou sorção pelo sedimento. Os autores apontaram ainda que o processo de nitrificação (i.e., conversão do NH_4^+ em NO_3^-) foi responsável por 20 a 30% da redução de $N-NH_4^+$. Embora não estimada na presente tese, a taxa de nitrificação no trecho retificado foi reportada anteriormente por Cunha et al. (2018), com o valor médio de 18%, e também pode ter contribuído para a redução no $N-NH_4^+$.

A maior disponibilidade de luz no trecho ESP2 pode ter influenciado as taxas de PPB, que foram quatro vezes maiores que o trecho ESP1. O uso da tela de sombreamento apresentou efeitos imediatos sobre a PPB, com redução de aproximadamente 18% com a tela de 50% de sombreamento e de 42% com a de 70%. A redução na disponibilidade de luz pode ter limitado a atividade fotossintética pelo perifíton, como já observado em um experimento realizado por Mosisch et al. (2001), com o crescimento de biofilme em riachos na Austrália sob um gradiente de disponibilidade de luz. O trecho ESP1 apresentou as maiores taxas de RE (média de 18,75 $g O_2 m^{-2} dia^{-1}$) e condições heterotróficas, o que reforça a influência do aporte de matéria orgânica pela mata ciliar, heterogeneidade de habitats e morfológica sobre a RE, como já destacado por Riley e Dodds (2012).

Apesar das barreiras adicionadas terem reduzido a velocidade da água entre 16 e 29% (redução máxima, devido a limitação na altura da coluna d'água no canal retificado), o trecho de referência apresentou velocidade média 74% menor em relação ao retificado, sem barreiras. Dessa forma, pode ser destacada a influência da heterogeneidade do trecho de referência (ESP2), com meandros e barreiras naturais, na redução da velocidade do fluxo e conseqüentemente nos processos de retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$. A manipulação experimental indicou efeitos imediatos, com tendência de aumento na retenção de nutrientes e redução da PPB após a adição de barreiras e maior sombreamento, respectivamente. Experimentos adicionais (e.g., com maior duração do tempo de inserção das barreiras no canal, para que ocorra mudanças na composição morfológica e desenvolvimento de biofilme nas estruturas) são necessários para o melhor entendimento dessas mudanças na retenção de nutrientes.

3.5.2 Metabolismo e retenção de fosfato em trechos de rio com técnicas estruturais implantadas

O uso de troncos e galhos nos projetos de recuperação pode alterar a morfologia dos rios e riachos. Com a inserção dessas estruturas, o redirecionamento do sentido do fluxo altera o padrão de velocidade da água, que por sua vez, influencia na sedimentação e composição do substrato (Lester & Boulton, 2008). A aplicação de troncos e galhos de eucalipto em diferentes configurações, pelo projeto Renaturalize, influenciou a maior heterogeneidade da composição do substrato no trecho RENA. Pinto et al. (2017) realizaram um mapeamento da composição do substrato no trecho RENA, antes e depois da recuperação. Os autores também reportaram o aumento da heterogeneidade, inclusive com a incorporação de substratos ausentes antes da recuperação (e.g., cascalho e banco de folhas). O aumento da complexidade do substrato pode influenciar em maior diversidade de habitats, que se correlaciona com maior biodiversidade (Wyżga et al., 2012; Wohl, 2016), como aumento na abundância de peixes observado por Pinto et al. (2017) no trecho RENA. Outros estudos também reportaram que o uso de madeiras produziram benefícios funcionais e melhoria no habitat (e.g., formação de áreas de remanso e diversidade hidromorfológica do canal), como aumento da diversidade e

biomassa de macroinvertebrados (Flores et al., 2017), e da retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$ (Elosegi et al., 2016).

A concentração ambiental de $P-PO_4^{3-}$ foi semelhante entre os trechos, com médias inferiores a $3,8 \mu g L^{-1}$, o que favorece a comparação direta entre as taxas de retenção desses ambientes. A S_{w-amb} no trecho IMPA foi aproximadamente de 9 a 12 vezes maior em relação ao trecho PRES, em março e julho, respectivamente. No entanto, o trecho RENA apresentou menores S_{w-amb} em relação ao IMPA, sendo 4 a 8 vezes maior que o trecho PRES, em março e julho, respectivamente. A U_{amb} , V_{f-amb} no trecho RENA também se aproximaram das condições naturais (PRES) e se distanciaram das condições do trecho mais impactado (IMPA). Hoellein et al. (2012) também observaram aumento da V_{f-amb} de $P-PO_4^{3-}$ em trechos recuperados com revestimento das margens rochas, inserção de troncos paralelos à direção do fluxo e cascalho no leito do rio. Os autores correlacionaram os aumentos da V_{f-amb} com a composição do substrato e estruturas implementadas.

O trecho RENA apresentou a maior disponibilidade de luz e as maiores taxas de PPB, em relação aos trechos PRES e IMPA. Os troncos de madeira, inseridos no trecho RENA, podem ter criado condições favoráveis ao crescimento de biofilme, pela redução do efeito abrasivo pela velocidade da água e mudanças na composição do substrato (Tank & Webster, 1998). Tais condições, associadas com a maior disponibilidade de luz do trecho, podem ter influenciado a maior taxa de PPB e o aumento da retenção de $P-PO_4^{3-}$ (e.g. por assimilação biológica). Pinto et al. (2017) relataram o desenvolvimento de biofilme nas estruturas do trecho RENA, cinco dias após a instalação. Resultados semelhantes foram observados por Hoellein et al. (2007), com aumento da retenção de nutrientes em trechos com elevadas concentrações de clorofila bentônica. Os autores relacionaram a maior estabilidade do sedimento (e.g. rochas e cascalho) com o desenvolvimento do biofilme. O trecho PRES apresentou as maiores taxas de RE e PPL, com condições mais heterotróficas, que também podem ser atribuídas à limitação da PPB pela menor disponibilidade de luz, heterogeneidade de habitats e aporte de carbono alóctone.

Os efeitos de técnicas estruturais (e.g., sequência de áreas de remanso, com uso de troncos de madeira) e recomposição da vegetação ripária sobre a

retenção de $P-PO_4^{3-}$ também foram observados por McMillan et al. (2014). Os autores observaram taxas de V_{f-amb} (0,14 a 19,1 $mm\ min^{-1}$) próximas a faixa de outros riachos urbanos recuperados. Além disso, os modelos de regressão linear múltipla apontaram correlação negativa entre a retenção de $P-PO_4^{3-}$ com a idade da recuperação e abertura do dossel. Os autores observaram maior retenção de $P-PO_4^{3-}$ em trechos com técnicas recém-instaladas e vegetação em estágio inicial de desenvolvimento (i.e., menor que cinco anos), o que reforça a importância do tempo de monitoramento dessas intervenções. Na presente tese, o monitoramento foi realizado aproximadamente 3,5 anos após a recuperação e os resultados evidenciaram respostas das estruturas nos indicadores em estudo.

3.6 Considerações finais

A manipulação experimental do tempo de residência da água, disponibilidade de luz e avaliação dos efeitos de técnicas estruturais já implantadas sobre os indicadores funcionais permitiram que fossem estabelecidas as seguintes conclusões e recomendações:

i. No experimento de simulação da técnica estrutural, o aumento do tempo de residência promoveu maior retenção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NH_4^+$, devido ao maior tempo de contato entre os nutrientes e os compartimentos bióticos/abióticos, responsáveis pelos processos de retenção. Dessa forma, os resultados apontaram que a redução do fluxo de água pode contribuir para a retenção de nutrientes e a diminuição da exportação de N e P para jusante. No entanto, os efeitos de médio e longo prazo precisam ser monitorados, para avaliar a relação dessas estruturas com as alterações hidrogeomorfológicas.

ii. A atenuação da disponibilidade de luz, pela tela de sombreamento, apresentou respostas imediatas na PPB, com tendência de redução das taxas para valores próximos ao trecho de referência. Desse modo, as taxas metabólicas demonstraram-se como potenciais indicadores do funcionamento ecossistêmico, com respostas às intervenções de curto prazo. A escolha de metodologias para avaliação da recomposição da vegetação, ou outras intervenções, pode considerar o uso desses indicadores, tendo em vista seu potencial para comparação entre diferentes ambientes.

iii. A aplicação de medidas estruturais se mostrou promissora para a recuperação do rio Mangaraí, com efeitos diretos sobre os indicadores em estudo. As estruturas proporcionaram condições favoráveis para o desenvolvimento de biofilme, influenciando as taxas de PPB e a retenção de $P-PO_4^{3-}$. No entanto, a presença da vegetação ripária no trecho de referência, e conseqüentemente a menor disponibilidade de luz, demonstraram maior influência sobre as taxas de RE. Dessa forma, o efeito da recomposição da vegetação dessas áreas sobre os processos ecossistêmicos também deve ser considerado na escolha do projeto de recuperação.

iv. O uso combinado de medidas não estruturais (e.g., recomposição da vegetação ripária) e estruturais (e.g., introdução de barreiras, troncos e galhos) para recuperação de riachos pode potencializar os benefícios da recuperação. Os resultados indicaram uma tendência de métricas de retenção e taxas de metabolismo aquático mais próximas das condições naturais após a recuperação. No entanto, são recomendadas avaliações mais aprofundadas a respeito da interação entre essas técnicas, não apenas por meio de coletas e experimentos em campo, mas também com o uso de mesocosmos em estudos mais controlados. Dessa forma, seria possível avaliar como a comunidade biológica se estabelece nas estruturas e seus efeitos a médio prazo e longo prazo sobre o funcionamento ecossistêmico.

REFERÊNCIAS

- Acuña, V., Giorgi, A., Muñoz, I., Uehlinger, U., & Sabater, S. (2004). Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, *49*(7), 960–971. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01239.x>
- Addy, S., & Wilkinson, M. E. (2019). Geomorphic and retention responses following the restoration of a sand-gravel bed stream. *Ecological Engineering*, *130*, 131–146. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.013>
- Aldridge, K. T., Brookes, J. D., & Ganf, G. G. (2009). Rehabilitation of Stream Ecosystem Functions through the Reintroduction of Coarse Particulate Organic Matter. *Restoration Ecology*, *17*(1), 97–106. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00338.x>
- Allen, T. F. ., Giampietro, M., & Little, A. . (2003). Distinguishing ecological engineering from environmental engineering. *Ecological Engineering*, *20*(5), 389–407. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.08.007>
- APHA. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22nd ed.). American Water Works Assn.
- Applying, A. P., & Heffernan, J. B. (2014). Nutrient Limitation and Physiology Mediate the Fine-Scale (De)coupling of Biogeochemical Cycles. *The American Naturalist*, *184*(3), 384–406. <https://doi.org/10.1086/677282>
- Arango, C. P., James, P. W., & Hatch, K. B. (2015). Rapid ecosystem response to restoration in an urban stream. *Hydrobiologia*, *749*(1), 197–211. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2167-z>
- Argerich, A., Martí, E., Sabater, F., Haggerty, R., & Ribot, M. (2011). Influence of transient storage on stream nutrient uptake based on substrata manipulation. *Aquatic Sciences*, *73*(3), 365–376. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0184-9>
- Beaune, D., & Sellier, Y. (2021). Stream restorations with meanders increase dragonfly and damselfly diversity and abundance, including an endangered species. *Journal for Nature Conservation*, *60*, 125950. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125950>
- Bechtold, H. A., Rosi, E. J., Warren, D. R., & Keeton, W. S. (2017). Forest Age Influences In-stream Ecosystem Processes in Northeastern US. *Ecosystems*, *20*(5), 1058–1071. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0093-9>
- Benini, R. (2019). *Roots for growth: Why protecting and restoring forests is one of the best things any government can do for its people*. Nature. <https://www.nature.org/en-us/what->

- we-do/our-insights/perspectives/protecting-restoring-mantiqueira-forest-brazil/
- Benson, E. R., Wipfli, M. S., Clapcott, J. E., & Hughes, N. F. (2013). Relationships between ecosystem metabolism, benthic macroinvertebrate densities, and environmental variables in a sub-arctic Alaskan river. *Hydrobiologia*, *701*(1), 189–207. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1272-0>
- Bernhardt, E. S., Palmer, M. a, Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G. M., Lake, P. S., ... Sudduth, E. (2005). Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science*, *308*(April), 636–637. <https://doi.org/10.1126/science.1109769>
- Bilby, R. E., & Bisson, P. A. (1998). Function and Distribution of Large Woody Debris. In *River Ecology and Management* (pp. 324–346). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1652-0_13
- Blersch, S. S., Blersch, D. M., & Atkinson, J. F. (2019). Metabolic Variance: A Metric to Detect Shifts in Stream Ecosystem Function as a Result of Stream Restoration. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *55*(3), 608–621. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12753>
- Boisjolie, B., Flitcroft, R., & McCoy, A. (2020). Restoration of Riparian Habitats. In *Encyclopedia of the World's Biomes* (pp. 430–437). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.12031-7>
- Bouwman, A. F., Bierkens, M. F. P., Griffioen, J., Hefting, M. M., Middelburg, J. J., Middelkoop, H., & Slomp, C. P. (2013). Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences*, *10*(1), 1–22. <https://doi.org/10.5194/bg-10-1-2013>
- BRASIL. (2020). *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019* (p. 183). Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>
- Brooks, A. P., Gehrke, P. C., Jansen, J. D., & Abbe, T. B. (2004). Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: geomorphic and ecological responses. *River Research and Applications*, *20*(5), 513–536. <https://doi.org/10.1002/rra.764>
- Bukaveckas, P. A. (2007). Effects of Channel Restoration on Water Velocity, Transient Storage, and Nutrient Uptake in a Channelized Stream. *Environmental Science & Technology*, *41*(5), 1570–1576. <https://doi.org/10.1021/es061618x>
- Butturini, A., & Sabater, F. (1998). Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean

- stream: hydrological versus temperature control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(8), 1938–1945. <https://doi.org/10.1139/cjfas-55-8-1938>
- Cardinale, B. J. (2011). Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472(7341), 86–89. <https://doi.org/10.1038/nature09904>
- Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36(1), 75–99. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-021810-094524>
- Caruso, B. S. (2001). Regional river flow, water quality, aquatic ecological impacts and recovery from drought. *Hydrological Sciences Journal*, 46(5), 677–699. <https://doi.org/10.1080/02626660109492864>
- Chittoor Viswanathan, V., Molson, J., & Schirmer, M. (2015). Does river restoration affect diurnal and seasonal changes to surface water quality? A study along the Thur River, Switzerland. *Science of The Total Environment*, 532, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.121>
- Clapcott, J. E., Young, R. G., Goodwin, E. O., & Leathwick, J. R. (2010). APPLIED ISSUES: Exploring the response of functional indicators of stream health to land-use gradients. *Freshwater Biology*, 55(10), 2181–2199. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02463.x>
- Colangelo, D. J. (2007). Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, U.S.A. *Freshwater Biology*, 52(3), 459–470. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01707.x>
- Costanza, R., D'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Suttonk, P., & Belt, M. van den. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(January), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Covino, T. P., McGlynn, B. L., & McNamara, R. a. (2010). Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8, 484–498.

- <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.484>
- Cramer, M. L. (managing editor). (2012). *Stream Habitat Restoration Guidelines* (1st ed.). Copublished by the Washington Departments of Fish and Wildlife, Natural Resources, Transportation and Ecology, Washington State Recreation and Conservation Office, Puget Sound Partnership, and the U.S. Fish and Wildlife Service.
- Cui, B., Yang, Q., Yang, Z., & Zhang, K. (2009). Evaluating the ecological performance of wetland restoration in the Yellow River Delta, China. *Ecological Engineering*, *35*(7), 1090–1103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.022>
- Cunha, Davi G. F., Dodds, W. K., & Carmo Calijuri, M. do. (2011). Defining Nutrient and Biochemical Oxygen Demand Baselines for Tropical Rivers and Streams in São Paulo State (Brazil): A Comparison Between Reference and Impacted Sites. *Environmental Management*, *48*(5), 945–956. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9739-8>
- Cunha, Davi Gasparini Fernandes, Finkler, N. R., Calijuri, M. do C., Covino, T. P., Tromboni, F., & Dodds, W. K. (2018). Nutrient uptake in a simplified stream channel: Experimental manipulation of hydraulic residence time and transient storage. *Ecohydrology*, *11*(7), e2012. <https://doi.org/10.1002/eco.2012>
- Cunha, Davi Gasparini Fernandes, Finkler, N. R., Gómez, N., Cochero, J., Donadelli, J. L., Saltarelli, W. A., Calijuri, M. do C., Miwa, A. C. P., Tromboni, F., Dodds, W. K., Boëchat, I. G., Gücker, B., & Thomas, S. A. (2020). Agriculture influences ammonium and soluble reactive phosphorus retention in South American headwater streams. *Ecohydrology*, *13*(2). <https://doi.org/10.1002/eco.2184>
- de Souza, A. L. T. D., Fonseca, D. G., Libório, R. A., & Tanaka, M. O. (2013). Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, *298*, 12–18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>
- Death, R. G. (1996). The effect of habitat stability on benthic invertebrate communities: the utility of species abundance distributions. *Hydrobiologia*, *317*(2), 97–107. <https://doi.org/10.1007/BF00018733>
- Delaney, J. T., Bouska, K. L., Eash, J. D., Heglund, P. J., & Allstadt, A. J. (2021). Mapping climate change vulnerability of aquatic-riparian ecosystems using decision-relevant indicators. *Ecological Indicators*, *125*, 107581. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107581>
- Demars, B. O. L., Thompson, J., & Manson, J. R. (2015). Stream metabolism and the open diel oxygen method: Principles, practice, and perspectives. *Limnology and Oceanography: Methods*, *13*(7), 356–374. <https://doi.org/10.1002/lom3.10030>
- DeNicola, D. M., Layton, L., & Czapski, T. R. (2012). Epilithic Community Metabolism as an

- Indicator of Impact and Recovery in Streams Affected by Acid Mine Drainage. *Environmental Management*, 50(6), 1035–1046. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9936-0>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., van Oudenhoven, A. P. E., van der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Dodds, W. K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51(1_part_2), 671–680. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Dodds, W. K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(12), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.010>
- Dodds, W. K., Gido, K., Whiles, M. R., & Daniels, M. D. (2015). *The Stream Biome Gradient Concept: factors controlling lotic systems across broad biogeographic scales*. 34(1), 1–19. <https://doi.org/10.1086/679756>.
- Dodds, W. K., Perkin, J. S., & Gerken, J. E. (2013). Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: A Global Perspective. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9061–9068. <https://doi.org/10.1021/es4021052>
- dos Reis Oliveira, P. C., van der Geest, H. G., Kraak, M. H. S., Westveer, J. J., Verdonschot, R. C. M., & Verdonschot, P. F. M. (2020). Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? *Journal of Environmental Management*, 264, 110417. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110417>
- Downing, J. A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J. M., Elser, J., Rabalais, N. N., Lewis, W. M., Turner, R. E., Corredor, J., Soto, D., Yanez-Arancibia, A., Kopaska, J. A., & Howarth, R. W. (1999). The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry*, 46(1–3), 109–148. <https://doi.org/10.1007/BF01007576>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(02), 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

- Edwards, R. T., & Meyer, J. L. (1987). Metabolism of a sub-tropical low gradient black water river. *Freshwater Biology*, 17(2), 251–263. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1987.tb01046.x>
- Eggert, S. L., Wallace, J. B., Meyer, J. L., & Webster, J. R. (2020). Trophic basis of production of stream detritivores shifts with reduced forest inputs. *Hydrobiologia*, 847(14), 3091–3101. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04317-8>
- Elosegi, A., Díez, J. R., Flores, L., & Molinero, J. (2017). Pools, channel form, and sediment storage in wood-restored streams: Potential effects on downstream reservoirs. *Geomorphology*, 279, 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.01.007>
- Elosegi, A., Elorriaga, C., Flores, L., Martí, E., & Díez, J. (2016). Restoration of wood loading has mixed effects on water, nutrient, and leaf retention in Basque mountain streams. *Freshwater Science*, 35(1), 41–54. <https://doi.org/10.1086/684051>
- Ensign, S. H., & Doyle, M. W. (2005). In-channel transient storage and associated nutrient retention: Evidence from experimental manipulations. *Limnology and Oceanography*, 50(6), 1740–1751. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.6.1740>
- Feld, C. K., Fernandes, M. R., Ferreira, M. T., Hering, D., Ormerod, S. J., Venohr, M., & Gutiérrez-Cánovas, C. (2018). Evaluating riparian solutions to multiple stressor problems in river ecosystems - A conceptual study. *Water Research*, 139, 381–394. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.014>
- Ferreira, M. de S. (2018). *Variabilidade espacial e temporal da reaeração superficial em riachos: estimativa por meio dos métodos do traçador gasoso e da sonda solúvel flutuante*. Universidade de São Paulo.
- Filoso, S., & Palmer, M. A. (2011). Assessing stream restoration effectiveness at reducing nitrogen export to downstream waters. *Ecological Applications*, 21(6), 1989–2006. <https://doi.org/10.1890/10-0854.1>
- Flores, L., Giorgi, A., González, J. M., Larrañaga, A., Díez, J. R., & Elosegi, A. (2017). Effects of wood addition on stream benthic invertebrates differed among seasons at both habitat and reach scales. *Ecological Engineering*, 106, 116–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.036>
- Fonseca, B. M., de Mendonça-Galvão, L., Padovesi-Fonseca, C., de Abreu, L. M., & Fernandes, A. C. M. (2014). Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(1), 19–33. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3351-8>
- Gabriele, W., Welti, N., & Hein, T. (2013). Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams. *Ecological Engineering*, 60, 224–234. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.057>

- Goeller, B. C., Burbery, L. F., Febria, C. M., Collins, K. E., Burrows, N. J., Simon, K. S., Harding, J. S., & McIntosh, A. R. (2019). Capacity for bioreactors and riparian rehabilitation to enhance nitrate attenuation in agricultural streams. *Ecological Engineering*, *134*, 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.03.014>
- González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F. C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., & Rodríguez-González, P. M. (2021). Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management*, *292*, 112730. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112730>
- Gordon, R. P., Lautz, L. K., & Daniluk, T. L. (2013). Spatial patterns of hyporheic exchange and biogeochemical cycling around cross-vane restoration structures: Implications for stream restoration design. *Water Resources Research*, *49*(4), 2040–2055. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20185>
- Grace, M. R., Giling, D. P., Hladyz, S., Caron, V., Thompson, R. M., & Nally, R. Mac. (2015). Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAYesian Single-station Estimation). *Limnology and Oceanography-Methods*, *13*(August), 103–114. <https://doi.org/10.1002/lom.10011>
- Grull, D. (2013). Remediação e readequação de sistemas aquáticos superficiais contaminados. In M. do C. Calijuri & D. G. F. Cunha (Eds.), *Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologias e gestão* (1ª, pp. 621–640). Elsevier.
- Grzybowski, M., & Glińska-Lewczuk, K. (2019). Principal threats to the conservation of freshwater habitats in the continental biogeographical region of Central Europe. *Biodiversity and Conservation*, *28*(14), 4065–4097. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01865-x>
- Gücker, B., & Boëchat, I. G. (2004). Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters. *Ecology*, *85*(10), 2818–2827. <https://doi.org/10.1890/04-0171>
- Hall, R. O. (2016). Chapter 4 – Metabolism of Streams and Rivers: Estimation, Controls, and Application. In J. B. Jones & E. Stanley (Eds.), *Stream Ecosystems in a Changing Environment* (1ª, pp. 151–180). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405890-3.00004-X>
- Henry, C. P., Amoros, C., & Roset, N. (2002). Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhône River, France. *Ecological Engineering*, *18*(5), 543–554. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00019-8](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00019-8)

- Hines, S., & Hershey, A. (2011). Do channel restoration structures promote ammonium uptake and improve macroinvertebrate-based water quality classification in urban streams? *Inland Waters*, 1(2), 133–145. <https://doi.org/10.5268/IW-1.2.395>
- Hoellein, T. J., Tank, J. L., Entekin, S. A., Rosi-Marshall, E. J., Stephen, M. L., & Lamberti, G. A. (2012). Effects of benthic habitat restoration on nutrient uptake and ecosystem metabolism in three headwater streams. *River Research and Applications*, 28(9), 1451–1461. <https://doi.org/10.1002/rra.1547>
- Hoellein, Timothy J., Bruesewitz, D. A., & Richardson, D. C. (2013). Revisiting Odum (1956): A synthesis of aquatic ecosystem metabolism. *Limnology and Oceanography*, 58(6), 2089–2100. <https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.2089>
- Hoellein, Timothy J., Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Entekin, S. A., & Lamberti, G. A. (2007). Controls on spatial and temporal variation of nutrient uptake in three Michigan headwater streams. *Limnology and Oceanography*, 52(5), 1964–1977. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.5.1964>
- Huang, W., Liu, X., Peng, W., Wu, L., Yano, S., Zhang, J., & Zhao, F. (2018). Periphyton and ecosystem metabolism as indicators of river ecosystem response to environmental flow restoration in a flow-reduced river. *Ecological Indicators*, 92, 394–401. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.025>
- IBGE. (2010). *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. <http://www.ibge.gov.br/home/>
- INCAPER. (2021). *Projeto Mangaraí - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural*. <https://incaper.es.gov.br/projeto-mangarai>
- Jackson, M. C., Loewen, C. J. G., Vinebrooke, R. D., & Chimimba, C. T. (2016). Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 22(1), 180–189. <https://doi.org/10.1111/gcb.13028>
- Jarvie, H. P., Smith, D. R., Norton, L. R., Edwards, F. K., Bowes, M. J., King, S. M., Scarlett, P., Davies, S., Dils, R. M., & Bachiller-Jareno, N. (2018). Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *Science of The Total Environment*, 621, 849–862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.128>
- Jerin, T. (2021). Scale associated coupling between channel morphology and riparian vegetation in a bedrock-controlled stream. *Geomorphology*, 375, 107562. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107562>
- Johnson, Z. C., Warwick, J. J., & Schumer, R. (2015). A numerical investigation of the potential impact of stream restoration on in-stream N removal. *Ecological Engineering*, 83, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.024>
- Kaiser, N. N., Feld, C. K., & Stoll, S. (2020). Does river restoration increase ecosystem

- services? *Ecosystem Services*, 46, 101206.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101206>
- Kasahara, T., & Hill, A. R. (2006). Effects of riffle–step restoration on hyporheic zone chemistry in N-rich lowland streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(1), 120–133. <https://doi.org/10.1139/f05-199>
- Kaushal, S. S., & Belt, K. T. (2012). The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems*, 15(2), 409–435. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0226-7>
- Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Mayer, P. M., Striz, E., & Gold, A. J. (2008). Effects of stream restoration on denitrification in an urbanizing watershed. *Ecological Applications*, 18(3), 789–804. <https://doi.org/10.1890/07-1159.1>
- Kim, S.-J., Hong, S.-W., Choi, Y.-S., Bae, W.-K., & Lee, S.-H. (2007). Performance evaluation of a newly developed flow diverted bed system for stream restoration. *Process Biochemistry*, 42(2), 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.07.035>
- Kisaka, T. B., de Almeida, A., de Mendonça-Galvão, L., Salemi, L. F., & Nardoto, G. B. (2021). Understanding the factors controlling biofilm as an autochthonous resource in shaded oligotrophic neotropical streams. *Aquatic Sciences*, 83(2), 24. <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00781-z>
- Klocker, C. A., Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Mayer, P. M., & Morgan, R. P. (2009). Nitrogen uptake and denitrification in restored and unrestored streams in urban Maryland, USA. *Aquatic Sciences*, 71(4), 411–424. <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0118-y>
- Koroleff, F. (1976). Determination of nutrients: 2. Ammonia. In *Methods of seawater analysis* (Grasshoff, pp. 126–133).
- Kosinski, R. J. (1984). A comparison of the accuracy and precision of several open-water oxygen productivity techniques. *Hydrobiologia*, 119(2), 139–148. <https://doi.org/10.1007/BF00011953>
- Kupilas, B., Hering, D., Lorenz, A. W., Knuth, C., & Gücker, B. (2017). Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism. *Biogeosciences*, 14(7), 1989–2002. <https://doi.org/10.5194/bg-14-1989-2017>
- Lacey, J. P., Saxton, N. E., Smolders, K., Kemp, J., Faggotter, S. J., Ellison, T., Ward, D., Stewart, M., & Burford, M. A. (2017). The effect of riparian restoration on channel complexity and soil nutrients. *Marine and Freshwater Research*, 68(11), 2041.

- <https://doi.org/10.1071/MF16338>
- Lavelle, A. M., Bury, N. R., O'Shea, F. T., & Chadwick, M. A. (2019). Influence of urban river restoration on nitrogen dynamics at the sediment-water interface. *PLOS ONE*, *14*(3), e0212690. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212690>
- Lemmon, P. E. (1956). A Spherical Densiometer for Estimating Forest Overstory Density. *Forest Science*, *2*(4), 314–320.
- Lemmon, P. E. (1957). A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. *Journal of Forestry*, *55*(9), 667–668.
- Lester, R. E., & Boulton, A. J. (2008). Rehabilitating Agricultural Streams in Australia with Wood: A Review. *Environmental Management*, *42*(2), 310–326. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9151-1>
- Levi, P. S., & McIntyre, P. B. (2020). Ecosystem responses to channel restoration decline with stream size in urban river networks. *Ecological Applications*, *30*(5). <https://doi.org/10.1002/eap.2107>
- Magliozzi, C., Meyer, A., Usseglio-Polatera, P., Robertson, A., & Grabowski, R. C. (2020). Investigating invertebrate biodiversity around large wood: taxonomic vs functional metrics. *Aquatic Sciences*, *82*(4), 69. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00745-9>
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, *29*, 134–153.
- Martín, E. J., Ryo, M., Doering, M., & Robinson, C. T. (2018). Evaluation of Restoration and Flow Interactions on River Structure and Function: Channel Widening of the Thur River, Switzerland. In *Water* (Vol. 10, Issue 4). <https://doi.org/10.3390/w10040439>
- Marzolf, E. R., Mulholland, P. J., & Steinman, A. D. (1994). Improvements to the Diurnal Upstream–Downstream Dissolved Oxygen Change Technique for Determining Whole-Stream Metabolism in Small Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *51*(7), 1591–1599.
- Marzolf, E. R., Mulholland, P. J., & Steinman, A. D. (1998). Comment: Improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *55*(7), 1784–1785. <https://doi.org/10.1139/f98-052>
- Marzolf, N. S., & Ardón, M. (2021). Ecosystem metabolism in tropical streams and rivers: a review and synthesis. *Limnology and Oceanography*, Ino.11707. <https://doi.org/10.1002/lno.11707>
- McMillan, S. K., Tuttle, A. K., Jennings, G. D., & Gardner, A. (2014). Influence of Restoration Age and Riparian Vegetation on Reach-Scale Nutrient Retention in Restored Urban Streams. *Journal of the American Water Resources Association*, *50*(3), 626–638.

<https://doi.org/10.1111/jawr.12205>

- McTammany, M. E., Benfield, E. F., & Webster, J. R. (2007). Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 532–545. <https://doi.org/10.1899/06-092.1>
- Mello, J. L. S., Abrahão, D. P., Saltarelli, W. A., Whiles, M. R., Dodds, W. K., Colón-Gaud, C., Neres-Lima, V., Cunha, D. G. F., & Corbi, J. J. (2020). Patterns of macroinvertebrate production and energy flow in headwater streams of the Brazilian Savanna. *Freshwater Science*, 39(4), 848–859. <https://doi.org/10.1086/711756>
- Merseburger, G., Martí, E., Sabater, F., & Ortiz, J. D. (2011). Point-source effects on N and P uptake in a forested and an agricultural Mediterranean streams. *Science of the Total Environment*, 409(5), 957–967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.014>
- Miller, J. R., & Kochel, R. C. (2013). Use and performance of in-stream structures for river restoration: a case study from North Carolina. *Environmental Earth Sciences*, 68(6), 1563–1574. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1850-5>
- Milly, P. C. D., Dunne, K. A., & Vecchia, A. V. (2005). Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, 438(7066), 347–350. <https://doi.org/10.1038/nature04312>
- Mosich, T. D., Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2001). The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. *Freshwater Biology*, 46(9), 1269–1278. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00747.x>
- Mueller Price, J. S., Baker, D. W., & Bledsoe, B. P. (2016). Effects of Passive and Structural Stream Restoration Approaches on Transient Storage and Nitrate Uptake. *River Research and Applications*, 32(7), 1542–1554. <https://doi.org/10.1002/rra.3013>
- Mulholland, P. J., Steinman, A. D., Marzolf, E. R., Hart, D. R., & DeAngelis, D. L. (1994). Effect of periphyton biomass on hydraulic characteristics and nutrient cycling in streams. *Oecologia*, 98(1), 40–47. <https://doi.org/10.1007/BF00326088>
- Mulholland, Patrick J., Helton, A. M., Poole, G. C., Hall, R. O., Hamilton, S. K., Peterson, B. J., Tank, J. L., Ashkenas, L. R., Cooper, L. W., Dahm, C. N., Dodds, W. K., Findlay, S. E. G., Gregory, S. V, Grimm, N. B., Johnson, S. L., McDowell, W. H., Meyer, J. L., Valett, H. M., Webster, J. R., ... Thomas, S. M. (2008). Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452(7184), 202–205. <https://doi.org/10.1038/nature06686>
- Murdock, J., Roelke, D., & Gelwick, F. (2004). Interactions between flow, periphyton, and

- nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness. *Ecological Engineering*, 22(3), 197–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.05.005>
- Nakamura, F., Ishiyama, N., Sueyoshi, M., Negishi, J. N., & Akasaka, T. (2014). The significance of meander restoration for the hydrogeomorphology and recovery of wetland organisms in the Kushiro River, a lowland river in Japan. *Restoration Ecology*, 22(4), 544–554. <https://doi.org/10.1111/rec.12101>
- Nebgen, E. L., & Herrman, K. S. (2019). Effects of shading on stream ecosystem metabolism and water temperature in an agriculturally influenced stream in central Wisconsin, USA. *Ecological Engineering*, 126(December 2017), 16–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.023>
- Newbold, J. D., O'Neill, R. V., Elwood, J. W., & Winkle, W. Van. (1982). Nutrient Spiraling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. *The American Naturalist*, 120(5), 628–652. <https://doi.org/10.1086/284017>
- Newbold, J. Denis, Elwood, J. W., O'Neill, R. V., & Winkle, W. Van. (1981). Measuring Nutrient Spiraling in Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(7), 860–863. <https://doi.org/10.1139/f81-114>
- Newbold, J D, O'Neill, R. V, Elwood, J. W., & Van Winkle, W. (1982). Nutrient Spiraling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. *The American Naturalist*, 120(5), 628–652. <http://www.jstor.org/stable/2460950>
- Newcomer Johnson, T. A., Kaushal, S. S., Mayer, P. M., & Grese, M. M. (2014). Effects of stormwater management and stream restoration on watershed nitrogen retention. *Biogeochemistry*, 121(1), 81–106. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9999-5>
- Newcomer Johnson, T. A., Kaushal, S. S., Mayer, P. M., Smith, R. M., & Svirich, G. M. (2016). Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis. *Water*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/w8040116>
- O'Brien, J. M., Warburton, H. J., Graham, S. E., Franklin, H. M., Febria, C. M., Hogsden, K. L., Harding, J. S., & McIntosh, A. R. (2017). Leaf litter additions enhance stream metabolism, denitrification, and restoration prospects for agricultural catchments. *Ecosphere*, 8(11), e02018. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2018>
- Opperman, J J, Orr, S., Baleta, H., Garrick, D., Goichot, M., McCoy, A., Morgan, A., Schmitt, R., Turley, L., & Vermeulen, A. (2020). Achieving water security's full goals through better integration of rivers' diverse and distinct values. *Water Security*, 10, 100063. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasec.2020.100063>
- Opperman, Jeffrey J, Shahbol, N., Maynard, J., Grill, G., Higgins, J., Tracey, D., & Thieme, M. (2021). Safeguarding Free-Flowing Rivers: The Global Extent of Free-Flowing Rivers

- in Protected Areas. In *Sustainability* (Vol. 13, Issue 5).
<https://doi.org/10.3390/su13052805>
- Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2), 243–258.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x>
- Pagliara, S., & Kurdistani, S. M. (2017). Flume experiments on scour downstream of wood stream restoration structures. *Geomorphology*, 279, 141–149.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.013>
- Palmer, M. A., Filoso, S., & Fanelli, R. M. (2014). From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering*, 65, 62–70.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.059>
- Palmer, M. A., Menninger, H. L., & Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205–222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>
- Pan, B., Yuan, J., Zhang, X., Wang, Z., Chen, J., Lu, J., Yang, W., Li, Z., Zhao, N., & Xu, M. (2016). A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *International Journal of Sediment Research*, 31(2), 110–119.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.03.001>
- Pander, J., & Geist, J. (2013). Ecological indicators for stream restoration success. *Ecological Indicators*, 30, 106–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.039>
- Pander, J., & Geist, J. (2016). Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering*, 88, 28–38.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.006>
- Payn, R. A., Webster, J. R., Mulholland, P. J., Valett, H. M., & Dodds, W. K. (2005). Estimation of stream nutrient uptake from nutrient addition experiments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 3(3), 174–182. <https://doi.org/10.4319/lom.2005.3.174>
- Pedersen, M. L., Andersen, J. M., Nielsen, K., & Linnemann, M. (2007). Restoration of Skjern River and its valley: Project description and general ecological changes in the project area. *Ecological Engineering*, 30(2), 131–144.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.009>
- Pennino, M. J., Kaushal, S. S., Mayer, P. M., Utz, R. M., & Cooper, C. A. (2016). Stream restoration and sewers impact sources and fluxes of water, carbon, and nutrients in urban watersheds. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(8), 3419–3439.

- <https://doi.org/10.5194/hess-20-3419-2016>
- Peterson, B. J. (2001). Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. *Science*, 292(5514), 86–90. <https://doi.org/10.1126/science.1056874>
- Pilotto, F., Bertocin, A., Harvey, G. L., Wharton, G., & Pusch, M. T. (2014). Diversification of stream invertebrate communities by large wood. *Freshwater Biology*, 59(12), 2571–2583. <https://doi.org/10.1111/fwb.12454>
- Pinto, A., Fernandes, C., Medeiros, J. U., & Furley, T. H. (2017). Uso da madeira de eucalipto na recuperação de rios: Projeto Renaturalize. *O Papel*, 78(August), 106–113.
- Plummer, M. (2003). *JAGS: A Program for Analysis of Bayesian Graphical Models Using Gibbs Sampling*. Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003).
- Potter, J. D., McDowell, W. H., Merriam, J. L., Peterson, B. J., & Thomas, S. M. (2010). Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 20(8), 2104–2115. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21265445>
- Qi, W., Li, H., Zhang, Q., & Zhang, K. (2019). Forest restoration efforts drive changes in land-use/land-cover and water-related ecosystem services in China's Han River basin. *Ecological Engineering*, 126, 64–73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.001>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Raitif, J., Plantegenest, M., & Roussel, J.-M. (2019). From stream to land: Ecosystem services provided by stream insects to agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 270–271, 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.013>
- Ramião, J. P., Cássio, F., & Pascoal, C. (2020). Riparian land use and stream habitat regulate water quality. *Limnologica*, 82, 125762. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125762>
- Rana, S. M. M., Scott, D. T., & Hester, E. T. (2017). Effects of in-stream structures and channel flow rate variation on transient storage. *Journal of Hydrology*, 548, 157–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.049>
- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., & Gale, P. M. (1999). Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 83–146. <https://doi.org/10.1080/10643389991259182>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and

- persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Reisinger, A. J., Doody, T. R., Groffman, P. M., Kaushal, S. S., & Rosi, E. J. (2019). Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover. *Ecological Applications*, 29(6). <https://doi.org/10.1002/eap.1941>
- Ren, L.-J., Wen, T., Pan, W., Chen, Y., Xu, L.-L., Yu, L.-J., Yu, C.-Y., Zhou, Y., & An, S.-Q. (2015). Nitrogen Removal by Ecological Purification and Restoration Engineering in a Polluted River. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 43(12), 1565–1573. <https://doi.org/10.1002/clen.201300854>
- Richardson, C. J., Flanagan, N. E., Ho, M., & Pahl, J. W. (2011). Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological Engineering*, 37(1), 25–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.09.005>
- Riley, A. J., & Dodds, W. K. (2012). The expansion of woody riparian vegetation, and subsequent stream restoration, influences the metabolism of prairie streams. *Freshwater Biology*, 57(6), 1138–1150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02778.x>
- Roberts, B. J., Mulholland, P. J., & Hill, W. R. (2007). Multiple scales of temporal variability in ecosystem metabolism rates: Results from 2 years of continuous monitoring in a forested headwater stream. *Ecosystems*, 10(4), 588–606. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9059-2>
- Roberts, B. J., Mulholland, P. J., & Houser, J. N. (2007). Effects of upland disturbance and instream restoration on hydrodynamics and ammonium uptake in headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(1), 38–53. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[38:EOUDAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[38:EOUDAI]2.0.CO;2)
- Roley, S. S., Tank, J. L., Grif, N. A., Jr, R. O. H., & Davis, R. T. (2014). The influence of floodplain restoration on whole-stream metabolism in an agricultural stream: insights from a 5-year continuous data set. *Freshwater Science*, 33(July), 1043–1059. <https://doi.org/10.1086/677767>.
- Roley, S. S., Tank, J. L., Stephen, M. L., Johnson, L. T., Beaulieu, J. J., & Witter, J. D. (2012). Floodplain restoration enhances denitrification and reach-scale nitrogen removal in an agricultural stream. *Ecological Applications*, 22(1), 281–297. <https://doi.org/10.1890/11-0381.1>

- Roni, Phil, Bennett, T., Morley, S., Pess, G. R., Hanson, K., Slyke, D. Van, & Olmstead, P. (2006). Rehabilitation of bedrock stream channels: the effects of boulder weir placement on aquatic habitat and biota. *River Research and Applications*, 22(9), 967–980. <https://doi.org/10.1002/rra.954>
- Roni, Philip, Beechie, T., Pess, G., & Hanson, K. (2015). Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(3), 466–478. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0344>
- Rosa, J. G. (2001). *Grande sertão: veredas*. Editora Nova Fronteira. <https://books.google.com.br/books?id=7ZIsAQAAMAAJ>
- Rosas, K. G., Colón-Gaud, C., & Ramírez, A. (2020). Trophic basis of production in tropical headwater streams, Puerto Rico: an assessment of the importance of allochthonous resources in fueling food webs. *Hydrobiologia*, 847(8), 1961–1975. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04224-y>
- Ryder, D. S., & Miller, W. (2005). Setting Goals and Measuring Success: Linking Patterns and Processes in Stream Restoration. *Hydrobiologia*, 552(1), 147–158. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1512-7>
- Sabater, F., Butturini, A., Martí, E., Muñoz, I., Romaní, A., Wray, J., & Sabater, S. (2000). Effects of Riparian Vegetation Removal on Nutrient Retention in a Mediterranean Stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4), 609–620. <https://doi.org/10.1007/s10750-000-0609-6>
- Sabater, S., Bregoli, F., Acuña, V., Barceló, D., Elosegi, A., Ginebreda, A., Marcé, R., Muñoz, I., Sabater-Liesa, L., & Ferreira, V. (2018). Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 8(1), 11462. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29807-7>
- Saltarelli, W. A., Dodds, W. K., Tromboni, F., Calijuri, M. do C., Neres-Lima, V., Jordão, C. E., Palhares, J. C. P., & Cunha, D. G. F. (2018). Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. *Journal of Limnology*, 359–371. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1717>
- Sartory, D. P., & Grobbelaar, J. U. (1984). Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114(3), 177–187. <https://doi.org/10.1007/BF00031869>
- Schalko, I., Wohl, E., & Nepf, H. M. (2021). Flow and wake characteristics associated with large wood to inform river restoration. *Scientific Reports*, 11(1), 8644. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87892-7>
- SigRh. (2020). *Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo*. Governo Do Estado de São Paulo.

<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/apresentacao>

- Silva-Junior, Eduardo Francisco da. (2016). Land use effects and stream metabolic rates: a review of ecosystem response. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28, e10. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0716>
- Silva-Junior, Eduardo F., Moulton, T. P., Boëchat, I. G., & Gücker, B. (2014). Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. *Ecological Indicators*, 36, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.027>
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Soares, M. C. S., Marinho, M. M., Azevedo, S. M. O. F., Branco, C. W. C., & Huszar, V. L. M. (2012). Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*, 42(3), 197–203. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.11.002>
- Sotir, R. B. (1995). Soil Bioengineering Experiences In North America. In D. H. Barker (Ed.), *Vegetation and slopes: Stabilisation, protection and ecology* (pp. 190–201). Thomas Telford Publishing. <https://doi.org/10.1680/vasspae.20313.0021>
- STREAMLIFE. (2021). *River Avon cSAC: demonstrating strategic restoration and management*. https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2939
- Sudduth, E. B., Hassett, B. A., Cada, P., & Bernhardt, E. S. (2011). Testing the Field of Dreams Hypothesis: functional responses to urbanization and restoration in stream ecosystems. *Ecological Applications*, 21(6), 1972–1988. <https://doi.org/10.1890/10-0653.1>
- Sun, J., Zhang, R., Qin, L., Zhu, H., Huang, Y., Xue, Y., An, S., Xie, X., & Li, A. (2017). Genotoxicity and cytotoxicity reduction of the polluted urban river after ecological restoration: a field-scale study of Jialu River in northern China. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(7), 6715–6723. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8352-z>
- Szymańska, M., Burandt, P., Bąkowska, M., Sowiński, P., Mrozińska, N., & Obolewski, K. (2020). Long-term effects of hydromorphological stream restoration on changes in microhabitats of *Ephemera danica* (Ephemeroptera) and its population. *Ecological Indicators*, 109, 105810. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105810>

- Tank, J., & Webster, J. (1998). Interaction of substrate and nutrient availability on wood biofilm processes in streams. *Ecology*, *79*, 2168–2179.
- Teufl, B., Weigelhofer, G., Fuchsberger, J., & Hein, T. (2013). Effects of hydromorphology and riparian vegetation on the sediment quality of agricultural low-order streams: consequences for stream restoration. *Environmental Science and Pollution Research*, *20*(3), 1781–1793. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1135-2>
- Thompson, J., Pelc, C. E., Brogan, W. R., & Jordan, T. E. (2018). The multiscale effects of stream restoration on water quality. *Ecological Engineering*, *124*(February), 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.016>
- Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, *29*(3), 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
- Tromboni, F., & Dodds, W. K. (2017). Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. *Environmental Management*, 0–1. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8>
- Tromboni, Flavia, Thomas, S. A., Gücker, B., Neres-Lima, V., Lourenço-Amorim, C., Moulton, T. P., Silva-Junior, E. F., Feijó-Lima, R., Boëchat, I. G., & Zandonà, E. (2018). Nutrient Limitation and the Stoichiometry of Nutrient Uptake in a Tropical Rain Forest Stream. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *123*(7), 2154–2167. <https://doi.org/10.1029/2018JG004538>
- Valett, H. Maurice, Morrice, J. A., Dahm, C. N., & Campana, M. E. (1996). Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. *Limnology and Oceanography*, *41*(2), 333–345. <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.2.0333>
- Valett, H M, Dahm, C. N., Campana, M. E., Morrice, J. A., Baker, M. A., & Fellows, C. S. (1997). Hydrologic Influences on Groundwater-Surface Water Ecotones: Heterogeneity in Nutrient Composition and Retention. *Journal of the North American Benthological Society*, *16*(1), 239–247. <https://doi.org/10.2307/1468254>
- Valett, H Maurice, Crenshaw, C. L., & Wagner, P. F. (2002). Stream nutrient uptake, forest succession, and biogeochemical theory. *Ecology*, *83*(10), 2888–2901.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *37*(1), 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Wang, Z.-Y., Lee, J. H. W., & Melching, C. S. (2015). *River Dynamics and Integrated River Management*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-25652-3>
- Webster, R. J., & Valett, H. M. (1996). Solute Dynamics. In *Methods in Stream Ecology* (2^a,

- pp. 169–185). Elsevier.
- Williams, M. R., Bhatt, G., Filoso, S., & Yactayo, G. (2017). Stream Restoration Performance and Its Contribution to the Chesapeake Bay TMDL: Challenges Posed by Climate Change in Urban Areas. *Estuaries and Coasts*, 40(5), 1227–1246. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0226-1>
- Wohl, E. (2016). Spatial heterogeneity as a component of river geomorphic complexity. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 40(4), 598–615. <https://doi.org/10.1177/0309133316658615>
- Wohl, E., Kramer, N., Ruiz-Villanueva, V., Scott, D. N., Comiti, F., Gurnell, A. M., Piegay, H., Lininger, K. B., Jaeger, K. L., Walters, D. M., & Fausch, K. D. (2019). The Natural Wood Regime in Rivers. *BioScience*, 69(4), 259–273. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz013>
- Wright, K. K. (2021). Assessing stream restoration and the influence of scale, variable choice, and comparison sites. *Ecosphere*, 12(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3440>
- Wu, J., Cheng, S., Li, Z., Guo, W., Zhong, F., & Yin, D. (2013). Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(10), 7038–7045. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1351-9>
- Wyżga, B., Oglęcki, P., Radecki-Pawlik, A., Skalski, T., & Zawiejska, J. (2012). Hydromorphological complexity as a driver of the diversity of benthic invertebrate communities in the Czarny Dunajec River, Polish Carpathians. *Hydrobiologia*, 696(1), 29–46. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1180-3>
- Young, R. G., & Huryn, A. D. (1998). Comment: improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 1784–1785.
- Young, Roger G, Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 605–625. <https://doi.org/10.1899/07-121.1>
- Zhang, J., Shu, X., Zhang, Y., Tan, X., & Zhang, Q. (2020). The responses of epilithic algal community structure and function to light and nutrients and their linkages in subtropical rivers. *Hydrobiologia*, 847(3), 841–855. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04146-4>