A RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA NÃO PROMOVE A RECUPERAÇÃO COMPLETA DO METABOLISMO AQUÁTICO A CURTO PRAZO

João Miguel Merces Bega[(1)]
Engenheiro civil e mestre em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP). Doutorado em andamento no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

Wesley Aparecido Saltarelli
Engenheiro ambiental pelo Centro Universitário UniSEB. Mestre e doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP.

Björn Gücker
Biólogo pela Philipps-Universität Marburg (Alemanha). Doutor em Ecologia pela Universität Potsdam e pelo Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Alemanha). Professor associado do Departamento de Geociências da Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ).

Iola Gonçalves Boëchat
Bióloga com bacharelado em Ecologia pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela UFMG. Doutora em Limnologia pela Humboldt Universität zu Berlin e pelo Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Alemanha). Professora associada do Departamento de Geociências da UFSJ.

Davi Gasparini Fernandes Cunha
Engenheiro ambiental e doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Professor associado do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP.

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

RESUMO

Os riachos tropicais estão sob crescente pressão antrópica, tornando urgente o desenvolvimento de abordagens eficazes de restauração e a expansão do conhecimento nesse campo. O presente estudo avaliou os efeitos da restauração da vegetação ripária sobre o funcionamento do ecossistema do riacho, a partir da medição de indicadores de funções-chave do ecossistema - produção primária bruta (PPB) e respiração do ecossistema (RE) - em dez riachos tropicais no sudeste do Brasil. Os riachos representaram um gradiente de áreas desmatadas (trechos impactados) até condições relativamente pristinas (trechos de referência), incluindo estágios intermediários de recuperação da vegetação (trechos restaurados). A curto prazo, a restauração levou a uma redução da PPB semelhante aos trechos de referência. No entanto, a RE não mostrou o aumento esperado, sugerindo que um período mais longo é necessário para que os riachos restaurados emulem as características funcionais dos trechos de referência. O estudo sugeriu que, embora a restauração da vegetação ripária contribua positivamente para certos aspectos de funcionamento dos riachos, uma abordagem mais holística, possivelmente abrangendo melhorias hidromorfológicas e de habitat mais amplas, é necessária para restaurar completamente os processos ecológicos nesses ecossistemas. Essas percepções são críticas para informar futuros projetos de restauração de riachos tropicais, advogando o uso de métricas de função do ecossistema como indicadores abrangentes de recuperação ecológica e sucesso da restauração.

PALAVRAS-CHAVE: indicadores funcionais, medidas não estruturais, riachos tropicais.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas lóticos interagem intimamente com suas bacias hidrográficas, nas quais pressões induzidas pelo ser humano podem afetar drasticamente as comunidades biológicas, as características físico-químicas e os processos ecossistêmicos em riachos e rios (Ribeiro et al., 2022; Verdonschot e Verdonschot, 2023). Os riachos estão entre os ecossistemas mais impactados globalmente devido a mudanças no uso e ocupação do solo, introdução de espécies exóticas, mudanças climáticas e desmatamento ripário (Delaney et al., 2021; Jackson et al., 2016). Riachos de pequena ordem e vegetação ripária estão intimamente associados (Mancuso et al., 2023). A sua interação regula várias funções ecossistêmicas, influenciando características ambientais-chave e uma série de processos intrínsecos aos riachos (Bott e Newbold, 2023; Golgher et al., 2023). A presença da vegetação ripária pode influenciar a disponibilidade de luz, regimes de temperatura da água, entradas de matéria orgânica alóctone e a hidrogeomorfologia do canal dos riachos, potencialmente afetando sua atividade metabólica (Bernal et al., 2015; Cunha et al., 2022; Laceby et al., 2017).

A disponibilidade de luz é o principal fator limitante da produção primária bruta (PPB) em muitos ecossistemas aquáticos ao redor do mundo (Bernhardt et al., 2022). As entradas de luz no riacho são uma função da latitude, largura do canal, sombreamento topográfico e características da vegetação ripária. Há evidências generalizadas de que trechos de riachos com dossel mais fechado tendem a ter uma PPB menor do que trechos sem vegetação ripária (Giling et al., 2013), embora ainda haja informações limitadas sobre sistemas aquáticos em baixas latitudes. O sombreamento também impacta a respiração ecossistêmica (RE) ao controlar a temperatura da água e afetar as respirações autotrófica e heterotrófica (Huryn et al., 2014). Alguns estudos demonstraram que a temperatura da água controla a RE em diferentes escalas espaciais (bioma a continental) e temporais (mensal a decenal) (e.g., Koven et al., 2017; Sun et al., 2023). Além disso, a vegetação ripária promove entradas de matéria orgânica alóctone (e.g., folhas, sementes, galhos e outros detritos de madeira) que podem aumentar a RE (Bott e Newbold, 2023). Da mesma forma, vazões e velocidades da água frequentemente elevadas provavelmente limitam a retenção de matéria orgânica e reduzem as contribuições de carbono ripário para a RE (Bernhardt et al., 2022).

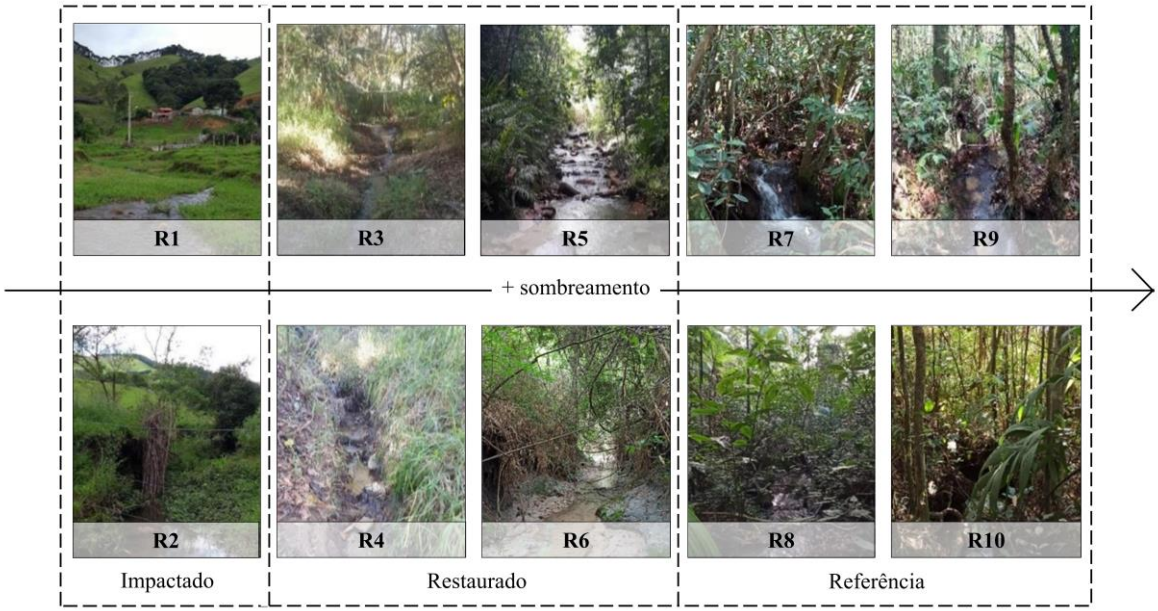
Embora os estudos sobre as interações entre riachos e zonas ripárias estejam principalmente disponíveis para áreas temperadas, tais interações podem ser especialmente relevantes em regiões tropicais, onde (1) altas temperaturas levam à rápida mineralização da matéria orgânica, (2) níveis elevados de precipitação são comuns, (3) água com maior temperatura causa baixa solubilidade de oxigênio dissolvido (OD) e, portanto, condições anóxicas podem ser mais frequentes, e (4) alguns biomas normalmente possuem vegetação densa e dossel mais fechado ao redor dos riachos durante o ano todo. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar como diferentes estágios de sombreamento fornecidos pela cobertura da copa, incluindo casos de restauração da vegetação ripária, influenciaram o metabolismo aquático em riachos tropicais. Hipotetizamos que os riachos se tornariam mais heterotróficos (PPB:RE < 1) à medida que o grau de sombreamento aumentasse. Para testar essa hipótese, estimamos taxas metabólicas (PPB e RE) em dez riachos tropicais, abrangendo um gradiente de condições completamente desmatadas, graus variados de cobertura intermediária de copa devido à restauração da vegetação e vegetação ripária relativamente pristina.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e caracterização geral dos riachos

O estudo foi realizado em riachos tropicais no sudeste do Brasil, na transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica. O clima da região é classificado como tropical semiúmido (Köppen-Geiger: Aw) (Kottek et al., 2006). A precipitação anual total é de aproximadamente 1.400 mm, com uma estação mais seca durante o inverno (temperatura média do ar: entre 15 e 17 °C) e um verão chuvoso (entre 21 e 23 °C) (Saltarelli et al., 2018). Dez riachos tropicais de pequena ordem (1ª e 2ª ordem) com diferentes níveis de cobertura de copa foram selecionados para abranger um gradiente de disponibilidade de luz: (1) dois impactados (sem vegetação ripária) (R1 e R2), (2) quatro restaurados (diferentes estágios de recuperação) (R3 a R6) e (3) quatro trechos de referência (condições mais pristinas) (R7 a 10) (Figura 1 e Tabela 1). Entre 2003 e 2010, os trechos restaurados foram plantados com mudas de espécies nativas para recompor sua vegetação ripária. Portanto, a vegetação ripária restaurada nesses locais era relativamente jovem (máximo de ~20 anos).

Figura 1 - Trechos impactados (R1 e R2), restaurados (R3 a R6) e de referência (R7 a R10) dos riachos avaliados no presente estudo.



Fonte: elaboração própria.

Tabela 1 – Características dos trechos de amostragem [coordenadas geográficas, comprimento (L), principais características e classificação da vegetação na área do dossel].

Trecho	Código	Coordenadas geográficas	L (m)	Características gerais	Classificação
Impactado	R1	22°52'43" S 46°14'46" E	132	Substrato natural, gado com acesso ao córrego e características erosivas	Sem vegetação ripária
Impactado	R2	22°52'22" S 46°14'49" E	76	Substrato natural, gado com acesso ao córrego e características erosivas	
Restaurado	R3	22°53'17" S 46°14'27" E	46	Cabeceira com floresta ripária em recuperação desde 2007, substrato natural e presença de vegetação rasteira	Floresta tropical densa
Restaurado	R4	22°53'14" S 46°14'23" E	62	Cabeceira com floresta ripária em recuperação desde 2010, substrato natural e presença de vegetação rasteira	Floresta tropical densa
Restaurado	R5	21°57'33" S 47°56'40" E	51	Floresta ripária em recuperação desde 2003 e substrato natural	Floresta estacional semidecidual
Restaurado	R6	22°00'12" S 47°55'38" E	105	Floresta ripária em recuperação desde 2007, características erosivas e presença de bambu	Floresta estacional semidecidual
Referência	R7	22°11'40" S 47°53'56" E	54	Vegetação preservada, floresta ripária fechada, substrato natural e a jusante de uma wetland	Floresta de Cerrado
Referência	R8	21°57’55” S 47°50’38” E	101	Vegetação preservada, floresta ripária fechada, substrato natural e curso sinuoso	Floresta estacional semidecidual
Referência	R9	21°47'59" S 47°59'59" E	111	Vegetação preservada, floresta ripária fechada, substrato natural e área de drenagem com plantação de eucalipto	Floresta estacional semidecidual
Referência	R10	21°58'47" S 47°52'23" E	84	Vegetação preservada, floresta ripária fechada, substrato natural e curso sinuoso	Floresta de Cerrado

Fonte: elaboração própria.
Notas: Floresta tropical densa - vegetação característica de regiões com altas temperaturas e precipitação bem distribuída ao longo do ano. Floresta estacional semidecidual - vegetação com queda parcial de folhagem. Floresta de Cerrado – árvores geralmente espaçadas de porte pequeno a médio (3 - 10 m) e com copas largas.

Quatro campanhas de amostragem foram realizadas em dois anos, abrangendo as estações chuvosa e de estiagem, mas sempre em vazão base. Não houve precipitação nas 48 h anteriores às amostragens. A vazão do riacho e a velocidade da água foram estimadas por meio da diluição de cloreto de sódio (NaCl) e medições contínuas de condutividade (Webster e Valett, 1996). As larguras molhadas foram medidas em dez transectos equidistantes ao longo dos trechos de estudo após as adições de solutos. As profundidades foram medidas nos mesmos transectos em três medições transversais. As larguras e profundidades médias dos trechos foram calculadas em cada amostragem. Os tipos de substrato predominantes (areia, argila, rocha, galho, raiz e folhas) não mudaram durante o período do estudo e foram identificados durante a primeira campanha em cinco medições laterais em cada trecho nos transectos mencionados anteriormente. Os resultados foram expressos como porcentagem de cada substrato. A porcentagem de cobertura vegetal foi estimada como a média de cinco locais de amostragem equidistantes ao longo do trecho por meio de um densiômetro côncavo (Lemmon, 1957, 1956). Também avaliamos a largura média das áreas ripárias cobertas com vegetação nativa por meio de imagens de satélite em oito transectos ao longo dos trechos.

Amostras de água foram coletadas e analisadas seguindo os protocolos descritos por *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, 2017). As concentrações de nutrientes foram determinadas em duplicata por meio da espectrofotometria (Modelo DR/4000 U, Hach, IO, EUA). As concentrações de carbono dissolvido total na coluna de água foram analisadas por meio da oxidação catalítica, utilizando um analisador automático (Modelo TOC-VCHP, Shimadzu, Tóquio, Japão). Foram coletadas duas amostras dos substratos predominantes de cada trecho para determinação da clorofila-a bentônica de acordo com Sartory e Grobbelaar (1984). Uma média ponderada foi calculada com base na contribuição relativa de cada substrato para a área do leito do riacho para determinar a concentração média areal de clorofila-a bentônica de cada trecho. Medidas *in situ* de temperatura da água foram realizadas por meio de uma sonda multiparâmetros (Modelo HI 9829, HANNA Instruments, Woonsocket, RI, EUA).

Metabolismo aquático

As taxas metabólicas (PPB e RE) foram estimadas com o método da estação única, medindo as mudanças diurnas na concentração de oxigênio dissolvido (OD), pressão barométrica, temperatura da água e radiação fotossinteticamente ativa (RFA) (Bott, 2006). Registradores de dados com sensores foram implantados no final dos trechos estudados para monitorar as mudanças na pressão barométrica (Onset-HOBO® U20L-04, Onset Computer Corporation, Bourne, MA, EUA), RFA (Onset-HOBO® UA-002-64) e temperatura da água e OD (Onset-HOBO® U26-001) a cada 10 minutos ao longo de dois dias em cada uma das quatro campanhas. Os coeficientes de reaeração foram obtidos por meio do método do gás traçador, que envolveu a injeção contínua de um gás inerte (hexafluoreto de enxofre) no riacho (para mais detalhes, consulte Ferreira et al., 2020). Ajustando-se um modelo de estação única às curvas de OD diárias, as taxas metabólicas diárias foram estimadas por meio do script BASE (BAyesian Single-station Estimation) disponível para R (Grace et al., 2015). Limites de detecção de taxas de PPB e RE foram assumidos de 0,1 mg O_2 L^{-1} dia^{-1}. As taxas metabólicas foram convertidas para g O_2 m^{-2} dia^{-1} (modelo: O_2 L^{-1} dia^{-1}) por meio da profundidade média (m) de cada trecho em cada campanha.

Análises estatísticas

Para examinar os efeitos da restauração da vegetação ripária e da amostragem sazonal sobre o metabolismo aquático, foram utilizados Modelos Lineares Mistos (MLMs) (Zuur et al., 2009). Os pacotes 'lme4' e 'lmerTest' foram empregados para ajuste do modelo e aplicar o método de teste t de Satterthwaite, respectivamente. Os MLMs permitiram a separação de efeitos fixos (Amostragem e Tratamento) de efeitos aleatórios (Riacho), utilizando a fórmula: Variável funcional ~ Amostragem + Tratamento + (1 | Riacho). As variáveis (taxas metabólicas) foram transformadas para atender às suposições do modelo linear. "Amostragem" engloba as quatro campanhas sazonais, "Tratamento" categoriza os riachos em restaurados, impactados e de referência, e "Riacho" é considerado como um efeito aleatório para capturar a variabilidade intrínseca entre os riachos. Os valores dos trechos restaurados foram comparados com aqueles dos trechos de referência e impactados para testar os efeitos da restauração. Os valores da campanha de amostragem 1 foram comparados com os das campanhas 2, 3 e 4 para testar os efeitos temporais. Como não houve efeito temporal em todo o conjunto de dados, os efeitos temporais não foram apresentados nas tabelas na seção de resultados. Para garantir que as suposições do modelo fossem atendidas, foram realizados diagnósticos extensivos.

RESULTADOS

Variáveis ambientais

As percentagens medianas (mín-máx) de sombreamento foram de 1% (0-12), 75 (54-86) e 89 (84-94) nos trechos impactados, restaurados e de referência, respectivamente (Tabela 2). Os trechos de referência apresentaram teor mais elevado de substrato orgânico (29% orgânico vs. 70% inorgânico) e foram mais diversos do que os trechos impactados (7% vs. 93%) e restaurados (1% vs. 99%). Os trechos restaurados foram os mais rasos [8,0 cm (3,0-13,0)], enquanto os trechos impactados foram os mais largos [2,1 m (2,0-2,4)]. No geral, a vazão foi variável, mas mais elevada nos trechos impactados. A velocidade e a temperatura da água foram semelhantes entre as categorias (Tabela 3). O carbono dissolvido total apresentou uma maior fração orgânica nos trechos de referência (72% orgânico vs. 28% inorgânico) em comparação com os trechos impactados (30% vs. 70%) e restaurados (45% vs. 55%). As concentrações de fósforo solúvel reativo foram semelhantes entre as categorias. Por outro lado, as concentrações de amônio foram maiores nos trechos impactados [µg L^{-1} (9,6 - 27,3)] em comparação com os trechos restaurados [3,8 (2,0 - 73,2)] e de referência [3,0 (2,0 - 8,9)]. Os teores de clorofila-a bentônica foram menores nos trechos restaurados [1,0 mg m^{-2} (0,1-14,9)] comparados aos trechos impactados [2,8 (0,5-13,3)] e de referência [1,5 (0,2-6,6)].

Tabela 2 – Percentagem de sombreamento, variáveis hidráulicas e largura da vegetação ripária dos trechos de riachos estudados [mediana (mín-máx)].

Trecho	Somb. (%)	Prof. (cm)	Largura (m)	Vazão (L s^{-1})	Velocidade (m s^{-1})	LVR (m)
R1	0 (0-0)	25 (21-31)	2,2 (2,0-2,2)	20,0 (14,6-28,6)	5,2 (2,8-7,0)	Ausente
R2	4,5 (2-12)	33 (25-48)	2,1 (2,0-2,4)	25,1 (14,6-33,4)	5,0 (2,7-7,3)	Ausente
Impactado	**1 (0-12)**	**28 (21-48)**	**2,1 (2,0-2,4)**	**23,1 (14,6-33,4)**	**5,2 (2,7-7,3)**	**Ausente**
R3	59 (54-74)	8 (6-8)	0,7 (0,5-0,9)	1,5 (0,8-2,2)	5,0 (4,2-5,2)	23 (19-27)
R4	73 (68-81)	4 (3-4)	0,5 (0,3-0,6)	0,7 (0,4-0,7)	4,3 (3,6-5,4)	28 (14-58)
R5	75 (72-83)	12 (11-13)	1,8 (1,5-2,1)	3,8 (2,6-11,1)	2,6 (2,0-7,2)	15 (12-40)
R6	84 (83-86)	8 (7-9)	1,2 (1,0-1,6)	4,8 (4,3-6,5)	8,9 (7,2-11,6)	51 (40-80)
Restaurado	**75 (54-86)**	**8 (3-13)**	**0,9 (0,3-2,1)**	**2,4 (0,4-11,1)**	**5,0 (2,0-11,6)**	**24 (12-80)**
R7	88 (84-88)	46 (39-47)	1,3 (1,1-1,7)	10,9 (7,7-21,7)	2,5 (2,0-4,7)	49 (19-71)
R8	90 (88-92)	10 (9-11)	1,3 (1,0-1,4)	3,5 (3,1-3,7)	4,8 (4,4-6,9)	294 (280-313)
R9	88 (87-93)	35 (28-42)	1,1 (0,8-1,1)	13,6 (9,6-16,4)	7,3 (5,8-8,3)	58 (22-100)
R10	93 (91-94)	29 (23-32)	0,8 (0,7-1,0)	7,7 (7,7-11,1)	3,9 (3,6-5,6)	85 (58-105)
Referência	**89 (84-94)**	**32 (9-47)**	**1,1 (0,7-1,7)**	**8,7 (3,1-21,7)**	**4,7 (2,0-8,3)**	**71 (19-313)**

Fonte: elaboração própria.
Abreviações: Somb., sombreamento; Prof., profundidade; LVR, largura da vegetação ripária.

Tabela 3 - Qualidade da água e caracterização da clorofila-a bentônica dos trechos de riachos estudados [mediana (mín-máx)].

Trecho	Temperatura (°C)	CDT (mg L^{-1})	FSR (µg L^{-1})	Amônio (µg L^{-1})	CB (mg m^{-2})
R1	19,8 (14,7-23,9)	9,1 (8,4-9,7)	8,9 (6,9-9,9)	17,7 (9,6-27,3)	3,5 (1,7-13,3)
R2	16,2 (13,7-19,6)	9,5 (8,8-10,2)	13,4 (8,8-18,5)	14,1 (11,4-16,8)	2,3 (0,5-9,0)
Impactado	**17,4 (13,7-23,9)**	**9,3 (8,4-10,2)**	**9,7 (6,9-18,5)**	**14,1 (9,6-27,3)**	**2,8 (0,5-13,3)**
R3	16,6 (13,5-18,1)	7,1 (5,8-8,4)	6,3 (4,9-10,0)	15,5 (2,0-36,3)	0,8 (0,3-14,9)
R4	18,0 (14,9-18,8)	5,7 (4,8-6,6)	8,6 (5,2-10,6)	3,1 (2,0-5,9)	0,9 (0,8-7,2)
R5	19,2 (14,9-23,0)	6,7 (5,5-7,8)	7,3 (4,5-15,1)	8,7 (2,0-73,2)	7,9 (1,8-10,0)
R6	18,6 (16,2-21,2)	4,5 (3,5-5,4)	10,6 (8,0-11,7)	2,5 (2,0-26,0)	0,5 (0,1-9,5)
Restaurado	**17,6 (13,5-23,0)**	**5,7 (3,5-8,4)**	**8,4 (4,5-15,1)**	**3,8 (2,0-73,2)**	**1,0 (0,1-14,9)**
R7	19,6 (16,5-21,4)	3,7 (2,9-4,5)	4,5 (3,0-5,9)	2,0 (2,0-2,0)	2,7 (1,3-3,9)
R8	18,5 (16,3-21,0)	7,6 (6,8-8,5)	14,9 (11,0-17,3)	3,8 (2,0-8,9)	2,5 (0,3-6,6)
R9	20,5 (16,2-22,7)	5,5 (4,5-6,6)	8,0 (5,8-13,6)	4,4 (2,2-6,9)	1,3 (0,7-2,2)
R10	18,7 (15,0-20,7)	7,6	12,5 (3,9-14,4)	3,8 (2,0-8,8)	0,9 (0,2-3,9)
Referência	**19,1 (15,0-22,7)**	**6,6 (2,9-8,5)**	**9,8 (3,0-17,3)**	**3,0 (2,0-8,9)**	**1,5 (0,2-6,6)**

Fonte: elaboração própria.
Abreviações: CDT, carbono dissolvido total; FSR, fósforo reativo solúvel; CB, clorofila-a bentônica.

Taxas metabólicas

As taxas metabólicas no presente estudo estiveram acima do mínimo necessário para estimativas confiáveis (McCutchan et al., 1998). Os coeficientes de reaeração obtidos foram semelhantes aos encontrados em outros estudos nos mesmos riachos (Dodds et al., 2017; Ferreira et al., 2020; Saltarelli et al., 2018). A PPB variou entre <0,01 e 1,53 g O_2 m^{-2} dia^{-1} e as taxas encontradas para os trechos restaurados [0,04 (<0,01-0,79)] diferiram daquelas nos trechos impactados [0,83 (0,09-1,53)], mas não daquelas nos trechos de referência [0,07 (0,01-1,06)] (Tabelas 4 e 5). A RE variou entre <0,01 e 22,9 g O_2 m^{-2} dia^{-1} e as taxas obtidas nos trechos restaurados [2,33 (<0,01-14,17)] diferiram daquelas nos trechos de referência [10,83 (2,58-22,90)], mas não daquelas nos trechos impactados [4,86 (1,84-17,02)]. Todos os trechos foram heterotróficos líquidos [(produção primária líquida (PPL) < 0]. Da mesma forma, as taxas de eficiência de produção (PPB:RE) foram << 1, indicando condições fortemente heterotróficas. Os trechos impactados tiveram maiores proporções de PPB:RE [0,21 (0,01-0,32)] do que os trechos restaurados [0,02 (0,00-0,58)], enquanto as proporções foram semelhantes nos trechos restaurados e de referência [0,01 (0,00-0,08)].

Tabela 4 – Taxas metabólicas dos trechos de riachos estudados [mediana (mín-máx)].

Trecho	PPB	RE	PPL	PPB:RE
R1	0,83 (0,58-1,02)	3,97 (1,84-6,60)	-3,09 (-5,68 a -1,26)	0,22 (0,14-0,32)
R2	0,66 (0,09-1,53)	7,53 (3,85-17,02)	-7,28 (-15,49 a -2,93)	0,08 (0,01-0,24)
Impactado	**0,83 (0,09-1,53)**	**4,86 (1,84-17,02)**	**-3,84 (-15,5 a -1,26)**	**0,21 (0,01-0,32)**
R3	0,01 (0,01-0,12)	2,36 (1,95-8,04)	-2,35 (-7,92 a -1,95)	0,00 (0,00-0,02)
R4	<0,01 (<0,01-0,04)	1,01 (<0,01-1,36)	-0,99 (-1,36 a 0,00)	0,02 (0,00-0,58)
R5	0,31 (0,06-0,79)	2,84 (2,06-4,16)	-2,38 (-3,69 a -2,00)	0,09 (0,03-0,23)
R6	0,08 (0,01-0,11)	4,81 (3,03-14,17)	-4,73 (-14,06 a -3,03)	0,01 (0,00-0,02)
Restaurado	**0,04 (<0,01-0,79)**	**2,33 (<0,01-14,17)**	**-2,20 (-14,06 a 0,00)**	**0,02 (0,00-0,58)**
R7	0,15 (0,04-0,29)	11,26 (9,20-13,42)	-11,07 (-13,38 a -8,97)	0,02 (0,00-0,03)
R8	0,12 (0,06-0,28)	7,23 (2,58-12,52)	-7,13 (-12,24 a -2,47)	0,02 (0,01-0,04)
R9	0,03 (0,01-0,06)	7,85 (2,78-11,25)	-7,81 (-11,2 a -2,77)	0,00 (0,00-0,01)
R10	0,17 (0,02-1,06)	18,42 (12,63-22,90)	-18,37 (-22,64 a -11,57)	0,01 (0,00-0,08)
Referência	**0,07 (0,01-1,06)**	**10,83 (2,58-22,90)**	**-10,80 (-22,64 a -2,47)**	**0,01 (0,00-0,08)**

Fonte: elaboração própria.
Abreviações: PPB, produção primária bruta; RE, respiração do ecossistema; PPL, produção primária líquida; PPB:RE, eficiência de produção.

Tabela 5 – Resultados do Modelo Linear Misto para comparações entre amostragens e categorias de tratamento relacionadas às taxas metabólicas.

Variável independente	Amostragem 1 vs. 2	Amostragem 1 vs. 3	Amostragem 1 vs. 4	Referência vs. restaurado	Impactado vs. restaurado
PPB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*
RE	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.
PPL	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PPB:RE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*

Fonte: elaboração própria.
Notas: n.s. indica não significativo ($p > 0,05$) e * indica diferenças significativas ($p < 0,05$).
Abreviações: PPB, produção primária bruta; RE, respiração do ecossistema; PPL, produção líquida do ecossistema; PPB:RE, eficiência de produção.

DISCUSSÃO

As taxas de PPB nos trechos de referência e restaurados monitorados foram menores do que as relatadas em riachos de referência temperados (Acuña et al., 2004; Levi e McIntyre, 2020), mas mais próximas às observadas em outros riachos tropicais (Saltarelli et al., 2018; Silva-Junior et al., 2014). As baixas taxas de PPB em riachos tropicais mais prístinos podem estar associadas à disponibilidade limitada de luz e nutrientes (Bott e Newbold, 2023; Gücker et al., 2009). No presente estudo, os trechos impactados tiveram taxas de PPB aproximadamente cinco vezes maiores do que os trechos de referência e restaurados. A falta de vegetação ripária promoveu maior disponibilidade de luz e concentrações de clorofila-a bentônica nos trechos impactados do que nos trechos restaurados e de referência. A disponibilidade de luz também foi um fator limitante para o crescimento do biofilme autotrófico em um experimento realizado em riachos subtropicais australianos, sob um gradiente de disponibilidade de luz (Mosisch et al., 2001). Os autores encontraram uma predominância de diatomáceas e menor concentração de clorofila-a bentônica e biomassa de algas em riachos sombreados. Giling et al. (2013) e McTammany et al. (2007) relacionaram reduções na PPB ao aumento da sombra ripária devido a intervenções de revegetação em riachos temperados.

Os trechos de referência do presente trabalho mostraram uma maior heterogeneidade na composição do substrato, o que pode proporcionar habitats e condições favoráveis para o desenvolvimento de organismos heterotróficos (e.g., bactérias, protistas e invertebrados), possivelmente aumentando a RE (Collalti et al., 2020; Mancuso et al., 2023; Saltarelli et al., 2018). Mello et al. (2020) relataram que a produção secundária foi influenciada pela disponibilidade de recursos alimentares (e.g., serapilheira de vegetação ripária) em riachos de referência tropicais (três deles também incluídos em nosso estudo: R7, R8 e R10), favorecendo o crescimento de macroinvertebrados bentônicos (Eggert et al., 2020; Rosas et al., 2020). Isso reforça o efeito das entradas de matéria orgânica alóctone e da composição do substrato na RE. Devido às altas taxas de RE, todos os trechos estudados apresentaram condições heterotróficas, consistentes com a forte dependência metabólica da matéria orgânica alóctone amplamente documentada para pequenos riachos de cabeceira. Proporções similares foram observadas em riachos temperados revegetados (Giling et al., 2013) e riachos tropicais (Gücker et al., 2009; Ortiz-Zayas et al., 2005; Silva-Junior et al., 2014; Whiles et al., 2013).

O sombreamento gerado pela recuperação da vegetação ripária nos trechos restaurados trouxe taxas de PPB próximas às dos trechos de referência. No entanto, os trechos restaurados deveriam ter taxas de RE maiores, mais próximas das condições de referência. A vegetação ripária nos trechos restaurados era jovem e menos complexa, o que pode ter afetado a quantidade e a qualidade das entradas de matéria orgânica alóctone nos riachos. Tais entradas são fundamentais para a biota do riacho, uma vez que são frequentemente sua principal fonte de energia, complementada por uma produção autóctone mais baixa. Os trechos revegetados podem trazer benefícios para a biodiversidade no futuro e formar redes de habitat críticas tanto no riacho quanto na floresta ripária (Giling et al., 2013). Munro et al. (2007) avaliaram a resposta faunística à revegetação em áreas agrícolas australianas e destacaram que grandes troncos, árvores mortas, ocos de árvores e complexidade da cobertura do solo podem levar períodos mais longos do que os das práticas de restauração avaliadas no presente estudo para se desenvolverem. Além disso, nos primeiros anos após a revegetação, a grande disponibilidade de luz frequentemente impulsiona a dinâmica do metabolismo, já que a PPB ainda permanece alta, mas começa a diminuir após o desenvolvimento da vegetação ripária (Reisinger et al., 2019). À medida que a comunidade da vegetação ripária e a conectividade hidrológica nos riachos se desenvolvem, processos heterotróficos podem se tornar mais importantes (e.g., maior RE do que a inicial) (Gift et al., 2010; Harrison et al., 2011). Portanto, o monitoramento a longo prazo é necessário para elucidar a evolução temporal das taxas metabólicas após a restauração da vegetação ripária. Essas informações podem apoiar decisões de gestão e fornecer insights sobre o momento esperado de respostas à restauração do ecossistema.

CONCLUSÕES

As taxas metabólicas provaram ser indicadores úteis do sucesso da restauração de riachos, pois podem estar diretamente associadas à recuperação da vegetação ripária. A curto prazo, a restauração resultou na redução da PPB semelhante aos trechos de referência. No entanto, a RE não mostrou o aumento esperado, sugerindo que um período mais longo é necessário para que os riachos restaurados emulem as características funcionais dos trechos de referência. Nosso estudo indicou que mais próximos da condição de referência, os riachos tropicais tendem a ter taxas de PPB mais baixas e taxas de RE mais altas do que em seu estado impactado. As estimativas das funções do ecossistema fornecidas aqui podem ser usadas como taxas de referência esperadas sob impactos antropogênicos mínimos e para avaliar ambientes impactados ou restaurados. Ademais, as taxas metabólicas devem ser incluídas no conjunto de variáveis de resposta monitoradas para fornecer uma imagem completa da eficácia da restauração do riacho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ACUÑA, V., GIORGI, A., MUÑOZ, I., UEHLINGER, U., SABATER, S. *Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream. Freshwater Biology*, v.49, p.960–971, 2004.

2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 23rd ed, 2017.

3. BERNAL, S., LUPON, A., RIBOT, M., SABATER, F., MARTÍ, E. *Riparian and in-stream controls on nutrient concentrations and fluxes in a headwater forested stream. Biogeosciences*, v.12, p.1941–1954, 2015.

4. BERNHARDT, E.S., SAVOY, P., VLAH, M.J., APPLING, A.P., KOENIG, L.E., HALL, R.O., ARROITA, M., BLASZCZAK, J.R., CARTER, A.M., COHEN, M., HARVEY, J.W., HEFFERNAN, J.B., HELTON, A.M., HOSEN, J.D., KIRK, L., MCDOWELL, W.H., STANLEY, E.H., YACKULIC, C.B., GRIMM, N.B. *Light and flow regimes regulate the metabolism of rivers. Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.119, p.1-5, 2022.

5. BOTT, T. *Primary productivity and community respiration*, in: *Methods in Stream Ecology*, p.663–690, 2006.

6. BOTT, T.L., NEWBOLD, J.D. *A multi-year analysis of factors affecting ecosystem metabolism in forested and meadow reaches of a Piedmont stream. Hydrobiologia*, v.850, p.4243–4269, 2023.

7. COLLALTI, A., TJOELKER, M.G., HOCH, G., MÄKELÄ, A., GUIDOLOTTI, G., HESKEL, M., PETIT, G., RYAN, M.G., BATTIPAGLIA, G., MATTEUCCI, G., PRENTICE, I.C. *Plant respiration: Controlled by photosynthesis or biomass? Global Change Biology*, v.26, p.1739–1753, 2020.

8. CUNHA, D.G.F., SALTARELLI, W.A., BEGA, J.M.M., FINKLER, N.R., DE SOUZA FERREIRA, M., FURLEY, T.H., VON SCHILLER, D., DODDS, W.K. *Assessing restoration of ecosystem functioning in Brazilian subtropical and tropical streams. Limnology Oceanography Bulletin*, v.31, p.6–11, 2022.

9. DELANEY, J.T., BOUSKA, K.L., EASH, J.D., HEGLUND, P.J., ALLSTADT, A.J. *Mapping climate change vulnerability of aquatic-riparian ecosystems using decision-relevant indicators. Ecological Indicators*, v.125, 107581, 2021.

10. DODDS, W.K., TROMBONI, F., APARECIDO SALTARELLI, W., FERNANDES CUNHA, D.G., 2017. *The root of the problem: Direct influence of riparian vegetation on estimation of stream ecosystem metabolic rates. Limnology and Oceanography Letters*, v.2, p.9–17, 2017.

11. EGGERT, S.L., WALLACE, J.B., MEYER, J.L., WEBSTER, J.R. *Trophic basis of production of stream detritivores shifts with reduced forest inputs. Hydrobiologia*, v.847, p.3091–3101, 2020.

12. FERREIRA, M. DE S., JORDÃO, C.E.K.M.A. DE C., GONÇALVES, J.C. DE S.I., DODDS, W.K., CUNHA, D.G.F. *Surface reaeration in tropical headwater streams: the dissolution rate of a soluble floating probe as a new variable for reaeration coefficient prediction. Water, Air & Soil Pollution*, v.231, n.58, 2020.

13. GIFT, D.M., GROFFMAN, P.M., KAUSHAL, S.S., MAYER, P.M. *Denitrification potential, root biomass, and organic matter in degraded and restored urban riparian zones. Restoration Ecology*, v.18, p.113–120, 2010.

14. GILING, D.P., GRACE, M.R., MAC NALLY, R., THOMPSON, R.M. *The influence of native replanting on stream ecosystem metabolism in a degraded landscape: can a little vegetation go a long way? Freshwater Biology*, v.58, p.2601–2613, 2013.

15. GOLGHER, A., CALLISTO, M., HUGHES, R. *Improved Ecosystem Services and Environmental Gentrification after Rehabilitating Brazilian Urban Streams. Sustainability*, v.15, 3731, 2023.

16. GRACE, M.R., GILING, D.P., HLADYZ, S., CARON, V., THOMPSON, R.M., MAC NALLY, R. *Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAyesian Single-station Estimation). Limnology and Oceanography Methods*, v.13, p.103–114, 2015.

17. GÜCKER, B., BOËCHAT, I.G., GIANI, A. *Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. Freshwater Biology*, v.54, p.2069–2085, 2009.

18. HARRISON, M.D., GROFFMAN, P.M., MAYER, P.M., KAUSHAL, S.S., Newcomer, T.A. *Denitrification in alluvial wetlands in an urban landscape. Journal of Environmental Quality*, v.40, p.634–646, 2011.

19. HURYN, A.D., BENSTEAD, J.P., PARKER, S.M. *Seasonal changes in light availability modify the temperature dependence of ecosystem metabolism in an arctic stream. Ecology*, v.95, p.2826–2839, 2014.

20. JACKSON, M.C., LOEWEN, C.J.G., VINEBROOKE, R.D., CHIMIMBA, C.T. *Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. Global Change* Biology, v.22, p.180–189, 2016.

21. KOTTEK, M., GRIESER, J., BECK, C., RUDOLF, B., RUBEL, F. *World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift*, v.15, p.259–263, 2006.

22. KOVEN, C.D., HUGELIUS, G., LAWRENCE, D.M., WIEDER, W.R. *Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. Nature Climate Change*, v.7, p.817–822, 2017.

23. LACEBY, J.P., SAXTON, N.E., SMOLDERS, K., KEMP, J., FAGGOTTER, S.J., ELLISON, T., WARD, D., STEWART, M., BURFORD, M.A. *The effect of riparian restoration on channel complexity and soil nutrients. Marine and Freshwater Research*, v.68, 2041, 2017.

24. LEMMON, P.E. *A new instrument for measuring forest overstory density. Journal of Forest*, v.55, p.667–668, 1957.

25. LEMMON, P.E. *A spherical densiometer for estimating forest overstory density. Forest Science*, v.2, p.314–320, 1956.

26. LEVI, P.S., MCINTYRE, P.B. *Ecosystem responses to channel restoration decline with stream size in urban river networks. Ecological Applications*, v.30, 2020.

27. MANCUSO, J., TANK, J.L., MAHL, U.H., VINCENT, A., TIEGS, S.D. *Monthly variation in organic-matter decomposition in agricultural stream and riparian ecosystems. Aquatic Sciences*, v.85, n.83, 2023.

28. MCCUTCHAN, JAMES H., LEWIS, WILLIAM M., SAUNDERS, J. F. *Uncertainty in the estimation of stream metabolism from open-channel oxygen concentrations. Journal of the North American Benthological Society*, v.17, p.155–164, 1998.

29. MCTAMMANY, M.E., BENFIELD, E.F., WEBSTER, J.R. *Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. Journal of the North American Benthological Society*, v. 26, p.532–545, 2007.

30. 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. *Patterns of macroinvertebrate production and energy flow in headwater streams of the Brazilian Savanna. Freshwater Science*, v.39, p.848–859, 2020.

31. MOSISCH, T.D., BUNN, S.E., DAVIES, P.M. *The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. Freshwater Biology*, v.46, p.1269–1278, 2001.

32. MUNRO, N.T., LINDENMAYER, D.B., FISCHER, J. *Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: A review. Ecological Management & Restoration*, v.8, p.199–207, 2007.

33. ORTIZ-ZAYAS, J.R., LEWIS, W.M., SAUNDERS, J.F., MCCUTCHAN, J.H., SCATENA, F.N. *Metabolism of a tropical rainforest stream. Journal of the North American Benthological Society*, v.24, 769–783, 2005.

34. REISINGER, A.J., DOODY, T.R., GROFFMAN, P.M., KAUSHAL, S.S., ROSI, E.J. *Seeing the light: urban stream restoration affects stream metabolism and nitrate uptake via changes in canopy cover. Ecological Applications*, v.29, 2019.

35. RIBEIRO, N.U.F., BEGA, J.M.M., ZAMBRANO, K.T., AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P., CARVALHO, S.L. Qualidade da água do rio Paraná em região de balneabilidade: discussão sobre os impactos potenciais do lançamento de efluentes provenientes de tratamento secundário. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.27, p.445–455, 2022.

36. ROSAS, K.G., COLÓN-GAUD, C., RAMÍREZ, A. *Trophic basis of production in tropical headwater streams, Puerto Rico: an assessment of the importance of*

allochthonous resources in fueling food webs. Hydrobiologia, v.847, p.1961–1975, 2020.

37. 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. *Variation of stream metabolism along a tropical environmental gradient. Journal of Limnology*, v.77, n.3, p.359-371, 2018.

38. SARTORY, D.P., GROBBELAAR, J.U. *Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. Hydrobiologia*, v.114, p.177–187, 1984.

39. SILVA-JUNIOR, E.F., MOULTON, T.P., BOËCHAT, I.G., GÜCKER, B. *Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. Ecological Indicators*, v.36, p.195–204, 2014.

40. SUN, W., LUO, X., FANG, Y., SHIGA, Y.P., ZHANG, Y., FISHER, J.B., KEENAN, T.F., MICHALAK, A.M. *Biome-scale temperature sensitivity of ecosystem respiration revealed by atmospheric CO2 observations. Nature Ecology & Evolution*, v.7, p.1199–1210, 2023.

41. VERDONSCHOT, P.F.M., VERDONSCHOT, R.C.M. *The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. Hydrobiologia*, v.850, p.2537–2562, 2023.

42. WEBSTER, R.J., VALETT, H.M. *Solute dynamics*, in: Methods in Stream Ecology. Elsevier, p.169–185, 1996.

43. WHILES, M.R., HALL, R.O., DODDS, W.K., VERBURG, P., HURYN, A.D., PRINGLE, C.M., LIPS, K.R., KILHAM, S.S., COLÓN-GAUD, C., RUGENSKI, A.T., PETERSON, S., CONNELLY, S. *Disease-driven amphibian declines alter ecosystem processes in a tropical stream. Ecosystems*, v.16, p.146–157, 2013.

44. ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York, New York, NY, 2009.