

VI-1616 – INDICADORES FUNCIONAIS PARA ANÁLISE DA RESTAURAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUA: ESTUDO DE CASO EM RIACHOS DE SÃO CARLOS (SP)

Davi Gasparini Fernandes Cunha⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutor em Ciências (Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Professor Associado do Departamento de Hidráulica e Saneamento na EESC/USP.

Iola Gonçalves Boëchat

Bióloga com Bacharelado em Ecologia pela UFMG. Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela UFMG. Doutora em Limnologia pela Humboldt Universität zu Berlin e Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Alemanha). Professora Associada do Departamento de Geociências da UFSJ.

Björn Gücker

Biólogo pela Philipps Universität Marburg (Alemanha). Doutor em Ecologia pela Universität Potsdam e o Leibniz-Institut für Gewässerökologie (Alemanha). Professor Associado do Departamento de Geociências da UFSJ.

Endereço⁽¹⁾: SHS/ESC/USP. Avenida Trabalhador São-Carlense, 400. Pq Arnold Schmidt – São Carlos – SP – CEP 13666-590 – Brasil – Tel: (16) 3373-9537- e-mail: davig@s.usp.br

RESUMO

Gestores e tomadores de decisão têm abordado o problema de degradação dos ecossistemas aquáticos de diferentes formas, sendo que uma delas engloba a restauração desses ambientes. Apesar de existirem diversas tipologias e técnicas para este fim, a restauração da hidromorfologia dos cursos d'água tem sido prevalente, assumindo-se que, por meio dessas intervenções, a recuperação dos atributos hidromorfológicos levaria, naturalmente, a um aumento da biodiversidade e à recuperação das funções ecossistêmicas. No Brasil, a restauração de rios e riachos ainda é pouco difundida e praticada em comparação a países de clima temperado. Pouco se sabe, no país, como as intervenções voltadas à restauração desses sistemas aquáticos afetam não apenas suas características e métricas mais comumente abordadas (qualidade da água e vazão), mas também o seu funcionamento. O objetivo deste trabalho foi avaliar como a restauração de um riacho tropical (Tijucu Preto, “restaurado”) afetou dois indicadores funcionais (metabolismo aquático e decomposição de matéria orgânica) em comparação a um ambiente de referência (Espreado, “controle positivo”) e um ambiente impactado (Mineirinho, “controle negativo”). No caso do riacho restaurado, houve um projeto pretérito de recuperação das margens, adequação dos sistemas de drenagem e criação de parque linear. Foram considerados trechos de 60 m em cada riacho, todos localizados em São Carlos (SP). Por meio de metodologias específicas, foram determinadas as taxas de Produção Primária Bruta (PPB) e Respiração Ecosistêmica (RE), além das taxas de decomposição de matéria orgânica normalizadas em função da temperatura. Em relação ao metabolismo aquático, a restauração hidromorfológica do Tijucu Preto foi considerada parcialmente bem-sucedida. Isso porque tal riacho apresentou taxas de PPB mais próximas à faixa encontrada para o controle positivo, mas taxas de RE mais semelhantes às do controle negativo. Considerando-se a decomposição de matéria orgânica, as taxas de decomposição no riacho restaurado foram menores que as observadas no controle positivo, o que sugere que as comunidades microbianas no primeiro são ainda provavelmente menos adaptadas à decomposição da celulose. Embora sejam necessários mais dados, concluiu-se que a inclusão de indicadores funcionais na análise do sucesso das técnicas de restauração de cursos d'água pode contribuir significativamente para o aprimoramento dessas iniciativas.

PALAVRAS-CHAVE: Decomposição, Funcionamento Ecosistêmico, Metabolismo Aquático, Revitalização ambiental, Riachos de cabeceira.

INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm alterado as características hidromorfológicas naturais de rios e riachos, afetando o regime de vazões, a estrutura dos canais e a conexão desses ambientes aquáticos com as planícies de inundação. Fontes pontuais e difusas de poluição, incluindo os efluentes sanitários e o escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas, têm ocasionado o desbalanceamento dos ciclos biogeoquímicos, favorecendo episódios de eutrofização artificial, degradação da qualidade da água e comprometimento dos seus usos múltiplos. Esses impactos contribuem para o declínio da biodiversidade aquática e trazem prejuízo aos serviços ecossistêmicos (Dodds et al. 2013, Albert et al. 2021).

No Brasil, a intervenção nos rios e riachos é muito frequentemente conduzida com o intuito de promover canalização, retificação do curso natural, aplicação de concreto nas margens e supressão de vegetação (Tucci 2008, Miguez et al. 2015). Tais intervenções, frequentemente, agravam os problemas de inundações, erosões das margens e deterioração da qualidade da água. Nesse contexto, surgem as técnicas de restauração dos cursos d'água, que buscam o incremento da complexidade dos canais, o aumento da biodiversidade, a recuperação do funcionamento dos ambientes aquáticos (por exemplo, por meio do incremento de sua capacidade autodepurativa) e, de modo geral, o retorno mais próximo possível das condições anteriores ao impacto (Palmer et al. 2014, Johnson et al. 2016, Pan et al. 2016).

As técnicas para a restauração de rios e riachos podem priorizar aspectos estruturais (intervenções com auxílio de maquinário e equipamentos) ou não estruturais (intervenções não necessariamente no curso d'água, mas na bacia hidrográfica ou na área ripária). Do ponto de vista dos ecossistemas aquáticos, estudos na última década (e.g., Cosgrove & Loucks 2015) têm reforçado a necessidade de ir além de medidas tradicionais do seu “estado” e incluir estimativas associadas a “taxas”, em uma abordagem mais funcional. No contexto da restauração de rios e riachos, trata-se, por exemplo, de estimar não apenas as concentrações de um poluente de interesse antes e depois das intervenções, mas também sua assimilação ou fluxo ao longo dos cursos de água, por meio de métricas e indicadores pertinentes (Palmer & Ruhi 2019). Assim, a avaliação de indicadores funcionais dos rios e riachos é fundamental para, entre outras possibilidades, avaliar o sucesso das técnicas de restauração, fornecendo informações que permitam o aprimoramento de tais técnicas e o planejamento de intervenções futuras.

O acompanhamento do quão bem-sucedida foi a estratégia de restauração depende da escolha dos indicadores de sucesso do processo, o que tem gerado debates entre os pesquisadores (Jähnig et al. 2011). Nesse contexto, os indicadores usuais de sucesso da restauração são principalmente relacionados à biodiversidade, a qual pode não mostrar, necessariamente, as mesmas trajetórias de recuperação das principais funções ecossistêmicas, como decomposição de matéria orgânica ou fixação de carbono/produção de oxigênio pela produção primária, por exemplo. Integrar aspectos funcionais dos ecossistemas às estimativas do sucesso da restauração pode aumentar nossa capacidade de detectar antecipadamente o sucesso da restauração e vinculá-la aos serviços ecossistêmicos que os seres humanos recebem da natureza.

OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi avaliar dois indicadores funcionais em riachos de primeira ordem no município de São Carlos (SP), como forma de melhor compreender a influência das técnicas de restauração sobre o funcionamento desses cursos d'água. Particularmente, foram investigados a decomposição de matéria orgânica e o balanço entre produção primária bruta e respiração ecossistêmica nesses ambientes aquáticos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram escolhidos trechos de aproximadamente 60 m em três riachos em São Carlos (SP): Tijuco Preto, Espraiado e Mineirinho (Tabela 1). As atividades de amostragem ocorreram entre os dias 05/11 e 20/11/2022. O trecho do Tijuco Preto foi escolhido como representativo de um “riacho restaurado”. Tal riacho foi beneficiado, em 2003, por um projeto de recuperação ambiental, financiado pelo poder público municipal e desenvolvido por equipe multidisciplinar. O projeto promoveu 1) a instalação de estruturas de madeira nas laterais do curso d'água e no seu próprio leito (e.g., degraus) para conter erosões e aumentar a complexidade do canal, 2) a readequação do sistema de drenagem urbana, 3) a criação de um parque linear, entre outras.

O trecho do riacho Espreado, por sua vez, serviu como “controle positivo”, pois se situa em área relativamente preservada (típica da transição entre os biomas Cerrado e Mata Atlântica) e com mínima interferência antrópica em sua bacia de drenagem. Finalmente, o riacho Mineirinho foi considerado “controle negativo”, pois, a despeito de possuir mata ciliar preservada, apresenta feições erosivas e bacia ocupada por áreas agrícolas e urbanas (incluindo um campus universitário).

Em 2022, os três riachos foram amostrados para determinação de diversos parâmetros de qualidade da água, nutrientes totais e dissolvidos (Solórzano, 1969 e APHA, 2012), além de medições de velocidade da água e vazão. Essas últimas basearam-se na liberação pulsada de NaCl para quantificação das velocidades e vazões instantâneas dos riachos de acordo com o método proposto por Webster & Valett (2006).

Tabela 1: Informações sobre os três riachos estudados em São Carlos (SP), incluindo nome do riacho, coordenadas geográficas, características principais e fotografia do trecho avaliado.

Riacho e condição	Coordenadas geográficas	Características gerais	Foto
Tijuco Preto, “restaurado”	22° 00' 37.42"S 47° 52' 31.72"W	Trecho localizado em parque linear, mata ciliar presente, mas esparsa. Há pistas de caminhada e residências no entorno imediato do riacho. O substrato é predominantemente formado por cascalho e areia, mas com presença de resíduos de construção civil.	
Espreado, “controle positivo”	21° 58' 46.23"S 47° 52' 23.64"W	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, curso meândrico, substrato natural e diversificado (areia, silte, argila, raízes, folhas e galhos). Localizado no interior de um parque ecológico.	
Mineirinho, “controle negativo”	22° 00' 13.20"S 47° 55' 54.69"W	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural (predominantemente arenoso). Margens instáveis e presença significativa de feições erosivas agravadas pela entrada concentrada de águas pluviais.	

Foram investigados dois indicadores funcionais:

1) Decomposição de matéria orgânica. Foi utilizado o método padronizado para estimar a decomposição de celulose (tiras de algodão de 2,5 x 8,0 cm) proposto por Tiegs et al. (2013). Foram instalados, *in situ* e em cada riacho, cinco pares de tiras de algodão por um período de 25 dias. Ao final da incubação, as tiras foram retiradas e secas em estufa após aplicação de etanol 70% para interrupção da decomposição. As tiras foram analisadas em um tensiômetro, sob tração de 2 cm/min, seguindo as recomendações de Tiegs et al. (2013). Os resultados foram expressos, em termos percentuais, em relação à perda de resistência à tração. Tais perdas podem indicar as taxas de decomposição de matéria orgânica esperadas no curso d'água e foram normalizadas em relação à temperatura, pois este parâmetro influencia diretamente a decomposição de matéria orgânica.

2) Metabolismo aquático. Para estimar o metabolismo dos riachos (i.e., as taxas de respiração ecossistêmica, RE, produção primária bruta, PPB, produção ecossistêmica líquida, PEL=PPB-RE, além da razão produção:respiração, P:R= PPB:RE), foram obtidas as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e a temperatura da água no início (0 m) e no fim (60 m) dos trechos estudados, ao longo de vários dias. Para isso, foram utilizados sensores Onset-HOBO® U26-001 e Onset-HOBO® UA-002-64, com registro de dados a cada 10 min. Além disso, foram estimadas ou medidas outras variáveis necessárias para a modelagem do metabolismo, tais como pressão atmosférica, radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) e variáveis hidromorfológicas (largura e profundidade do riacho, coeficiente de reaeração, vazão e velocidade de fluxo). Em seguida, as taxas diárias de metabolismo ecossistêmico foram estimadas usando o método diurno de mudanças de OD entre duas estações, que fornece estimativas para trechos definidos (Hall et al., 2016; Hall & Hotchkiss, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Todos os riachos possuem áreas de drenagem <3 km² e se situam em área originalmente ocupada pelo bioma Cerrado. O clima na região é do tipo subtropical com invernos secos (Cwa de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, Kottek et al. 2006). A precipitação anual é de geralmente 1.300 mm, com temperaturas médias do ar entre 19 e 25 °C. Os trabalhos de campo e demais experimentos ocorreram em 2022. À época, o riacho Espraiado se mostrava relativamente preservado, com mata ciliar íntegra e substrato natural. Já os riachos Mineirinho e Tijuco Preto apresentavam influência de agricultura e/ou de áreas urbanas, além de descontinuidade da vegetação ripária e presença de feições erosivas. Em todos os riachos, o substrato era predominantemente composto por areia e argila, com ausência de plantas aquáticas.

A vazão dos riachos variou entre 2,7 (Espraiado, controle positivo) e 6,5 L/s (Mineirinho, controle negativo). As velocidades nos três cursos d'água variaram de 0,04 a 0,10 m/s. As concentrações de nutrientes foram relativamente baixas, à exceção do nitrato no riacho Tijuco Preto, apresentando as seguintes variações: fosfato solúvel reativo (4,4–19,2 µg/L), fósforo total (8,0–17,0 µg/L), amônio (21,6–26,7 µg/L), nitrogênio total Kjeldahl (0,6–2,2 mg/L) e nitrato (0,5–8,8 mg/L).

Os resultados referentes à decomposição de matéria orgânica são apresentados de duas formas (Tabela 2): 1) perda de tensão percentual por dia (%/d) – indica a perda diária de resistência da tira de algodão em comparação à respectiva tira de referência (“branco”), que não foi incubada no riacho; e 2) perda de tensão percentual por grau-dia – ou *degree-day* (%/g-d). Os graus-dia foram calculados, para cada riacho, como a soma das temperaturas médias diárias da água ao longo do período de incubação.

As perdas de tensão absolutas foram maiores no riacho restaurado (Tijuco Preto, média de 3,4%/d) em comparação aos controles positivo e negativo. No entanto, quando as perdas foram normalizadas pela temperatura, as maiores perdas foram observadas no controle positivo (Espraiado, 0,17±0,00 %/g-d). O riacho Tijuco Preto, em função da menor presença de mata ciliar, apresentou a maior temperatura da água (Tabela 3), o que possivelmente acelerou o processo de decomposição de matéria orgânica. Isso reforça a importância da presença da vegetação ripária contínua para regular a temperatura da água dos riachos e, consequentemente, as taxas de decomposição. Quando corrigido o efeito da temperatura sobre o processo (%/g-d), observou-se que o riacho Espraiado (controle positivo) apresentou o maior potencial de decomposição de matéria orgânica. Isso sugere que a decomposição é proporcionalmente mais rápida nesse ambiente com mínimo distúrbio antrópico e que a restauração do riacho Tijuco Preto não foi suficiente para que as taxas de decomposição se aproximassem das observadas no ambiente de referência. Em comparação ao conjunto de dados de outros

riachos estudados globalmente segundo a mesma metodologia, as perdas aqui reportadas foram maiores. Tiegs et al. (2013) reportaram perdas de tensão médias de $1,7 \pm 0,8$ %/d ou $0,12 \pm 0,07$ % g/d⁻¹ em riachos dos Estados Unidos e da Nova Zelândia.

Tabela 2: Perdas de tensão (médias $\pm$ desvios-padrão) das tiras de algodão incubadas nos riachos estudados para avaliação da decomposição de matéria orgânica.

Riacho	Perda de tensão (%/d)	Perda de tensão (%/g-d)
Tijuco Preto, “restaurado”	$3,4 \pm 0,4$	$0,14 \pm 0,00$
Espraiado, “controle positivo”	$2,0 \pm 0,6$	$0,17 \pm 0,00$
Mineirinho, “controle negativo”	$2,3 \pm 0,6$	$0,16 \pm 0,00$

Os resultados relativos ao metabolismo aquático são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Taxas metabólicas (respiração ecossistêmica, RE; produção primária bruta, PPB; produção ecossistêmica líquida, PEL; razão produção:respiração, P:R), temperatura média da água e radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) dos riachos estudados. Os dados são mostrados por meio de estimativas diárias, assim como a média e o desvio-padrão (Méd $\pm$ DP) para cada riacho

Riacho	Data em 2022	T (°C)	PAR (mol.m ⁻² .d ⁻¹)	RE (gO ₂ .m ⁻² .d ⁻¹)	PPB (gO ₂ .m ⁻² .d ⁻¹)	PEL (gO ₂ .m ⁻² .d ⁻¹)	P:R
Tijuco Preto, “restaurado”	08.11	21,2	12,8	1,35	0,26	-1,08	0,20
	09.11	21,5	12,5	1,29	0,40	-0,89	0,31
	10.11	21,6	15,2	1,21	0,30	-0,91	0,25
	Méd$\pm$DP	21,4$\pm$0,2	13,5$\pm$1,5	1,28$\pm$0,07	0,32$\pm$0,07	-0,96$\pm$0,10	0,25$\pm$0,06
Espraiado, “controle positivo”	19.11	19,2	3,2	23,84	0,66	-23,17	0,03
	20.11	19,0	3,5	24,22	0,68	-23,53	0,03
	21.11	19,8	3,6	23,29	0,83	-22,46	0,04
	22.11	19,8	3,1	23,35	0,24	-23,12	0,01
	23.11	20,0	3,0	22,97	0,32	-22,65	0,01
	24.11	19,8	2,4	23,86	0,15	-23,71	0,01
	25.11	19,6	3,1	22,93	0,13	-22,80	0,01
	26.11	19,2	3,7	23,02	0,63	-22,39	0,03
	27.11	19,3	3,6	23,68	0,58	-23,09	0,02
	Méd$\pm$DP	19,5$\pm$0,3	3,2$\pm$0,4	23,46$\pm$0,46	0,47$\pm$0,26	-22,99$\pm$0,46	0,02$\pm$0,01
Mineirinho, controle negativo”	15.11	20,6	3,2	2,19	0,00	-2,19	0,00
	16.11	20,3	2,5	1,89	0,00	-1,89	0,00
	17.11	19,9	2,9	1,50	0,00	-1,50	0,00
	Méd$\pm$DP	20,3$\pm$0,4	2,9$\pm$0,3	1,86$\pm$0,35	0,00	-1,86$\pm$ 0,35	0,00

O riacho restaurado (Tijuco Preto) apresentou maiores temperaturas da água e radiação solar fotossinteticamente ativa (Tabela 3) em comparação aos demais riachos, provavelmente devido a sua menor densidade de vegetação ripária. Isso provavelmente também ocasionou menores entradas alóctones de matéria orgânica neste riacho, que mostrou taxas de RE ligeiramente menores do que as estimadas para o controle negativo (Mineirinho). Neste último, foram observadas taxas de RE já relativamente baixas em comparação com outros riachos brasileiros (e.g., Silva-Junior et al. 2014), provavelmente devido a processos erosivos e transporte de areia fina que inibem a formação de biofilmes. Nesse sentido, destaca-se a importância da

restauração da mata ciliar como fonte provedora de matéria orgânica, o que poderia aumentar a RE. Ademais, no riacho restaurado, houve taxas de RE consideravelmente menores do que no riacho Espreado (controle positivo; Tabela 3). No riacho controle negativo, não houve taxas de PPB detectáveis, o que era esperado devido à instabilidade do sedimento. No entanto, no riacho Espreado houve taxas de PPB comparáveis com as do riacho restaurado, mesmo sendo a radiação solar disponível cerca de quatro vezes menor (Tabela 3).

Todos os riachos estudados foram heterotróficos, com $RE > PPB$, PEL média que variou entre -0,96 e -22,99 $gO_2.m^{-2}.d^{-1}$ e razão P:R entre 0,00 e 0,25. No entanto, o riacho Espreado mostrou taxas de PEL consideravelmente mais negativas do que o riacho restaurado e o controle negativo. Em resumo, o riacho restaurado (Tijuco Preto) mostrou taxas de RE mais parecidas com as do riacho controle negativo, mas taxas de PPB mais próximas à faixa encontrada para o controle positivo. Isso indica que, em relação ao metabolismo aquático, a restauração hidromorfológica do Tijuco Preto pode ser considerada parcialmente bem-sucedida, provavelmente em função da vegetação ripária esparsa e de seu regime hidrológico urbano.

Os resultados preliminares sugerem que os indicadores funcionais podem ser eficientes para diferentes objetivos de avaliação ambiental. No caso do presente trabalho, cujo foco de interesse recaiu sobre a restauração de ambientes aquáticos, os indicadores sugeriram, a princípio, que o riacho Tijuco Preto, apesar dos benefícios trazidos pelo projeto de restauração, ainda possui diferenças em relação à referência (controle positivo). Os dados indicaram que a decomposição de matéria orgânica (medida indiretamente pela perda de resistência à tração nas tiras de algodão) foi mais significativa no riacho Espreado, que possui mínimo distúrbio antrópico. No riacho restaurado, as taxas foram menores. Isso pode sugerir que a temperatura, variável fortemente afetada pela densidade da vegetação ripária, seja um componente modelador chave desta funcionalidade ecossistêmica, e que a preservação da mata ciliar deva ser, portanto, uma das prioridades nos planos de restauração. A temperatura pode igualmente afetar a estrutura e atividade dos biofilmes no substrato do riacho restaurado, em comparação ao biofilme do ambiente mais preservado. Já em relação às taxas metabólicas, outro indicador funcional considerado, o riacho de referência apresentou as maiores taxas de RE e o riacho restaurado, as maiores taxas de PPB. Nesse último caso, provavelmente a maior disponibilidade de luz, pela menor presença de vegetação ripária, contribuiu para as maiores taxas de PPB. Aqui, mais uma vez, a manutenção de uma vegetação ripária adequada se mostra como fator essencial no controle e manutenção da funcionalidade ecossistêmica fluvial. Assim, a adoção de medidas de funcionalidade ecossistêmica permitiu, neste estudo, não apenas o diagnóstico do sucesso das medidas de restauração, como também apontou quais as ações isoladas do plano de restauração poderiam ser priorizadas.

CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

Agregar indicadores funcionais à avaliação do sucesso (ou insucesso) das técnicas de restauração de ambientes aquáticos é um passo importante para o aprimoramento dessas iniciativas. A restauração de rios e riachos é um tema de interesse crescente no Brasil, mas ainda carece de métricas que possam refletir o desempenho das diferentes técnicas empregadas. A partir dos três riachos estudados em São Carlos (SP) e com base em dois indicadores funcionais (decomposição de matéria orgânica e taxas metabólicas), os resultados indicaram, preliminarmente, que houve melhorias na qualidade ambiental após a restauração do curso d'água (Tijuco Preto). No entanto, os seus indicadores de funcionamento ainda não estão totalmente alinhados com o que se esperaria em condições de mínima interferência antrópica, como no caso do riacho Espreado. A manutenção de uma vegetação ripária mais densa e preservada pode ser a chave para este objetivo. Nossos dados podem oferecer subsídios para a continuidade do processo de restauração, assim como o planejamento de novas intervenções em outros cursos d'água com características similares.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALBERT, JS. et al. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50(1), 85-94.
2. APHA. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed., American Water Works Assn: Washington, DC, USA.
3. CONDEMA (2010) – Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente. São Carlos – SP. Disponível em: <<http://www.saocarlos.sp.gov.br>>. Acesso em: 10/02/2023..

4. COSGROVE WJ, LOUCKS DP. (2015). Water management: current and future challenges and research directions. *Water Resources Research* 51, 4823-4839.
5. DODDS, WK. et al (2013). Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. *Environmental Science and Technology* 47, 9061-9068.
6. GRACE MR et al. (2015). Fast processing of diel oxygen curves: Estimating stream metabolism with BASE (BAYesian Single-station Estimation). *Limnology and Oceanography: Methods* 13, 103-114.
7. HALL RO. et al. (2016) Metabolism, gas exchange, and carbon spiraling in rivers. *Ecosystems* 19, 73-86.
8. HALL RO. et al. (2017). Stream Metabolism. In: Lamberti, G.A., Hauer, F.R., *Methods in Stream Ecology*. Volume 2: Ecosystem Function. 219-233.
9. JÄHNIG S. et al. (2011). River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications* 21, 2007-2015.
10. JOHNSON TAN. et al (2016). Nutrient Retention in Restored Streams and Rivers: A Global Review and Synthesis. *Water* 8, 116.
11. KOTTEK M. et al (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259-263.
12. MIGUEZ, MG. et al (2015). City Growth and Urban Drainage Alternatives: Sustainability Challenge. *Journal of Urban Planning and Development* 141, 0401426.
13. PALMER M, Ruhi A. 2019. Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science* 365, eaaw2087.
14. PALMER MA. et al (2014). From ecosystems to ecosystem services: stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering* 65, 62-70.
15. PAN B. et al (2016). A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *International Journal of Sediment Research* 31, 110-119.
16. SOLÓRZANO L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by phenol hypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14, 799-801.
17. TIEGS SD. et al (2013). A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. *Ecological Indicators* 32, 131-139.
18. TUCCI CEM. (2008). Urban Waters. *Estudos Avançados* 22, 97-112.
19. WEBSTER JR. et al. 2006. Solute Dynamics. In: Hauer FR, Lamberti G (eds). *Methods in Stream Ecology*. New York, Elsevier, p. 169-185.