



Capacidade autodepurativa de riachos tropicais do bioma Cerrado (SP) em relação a macronutrientes

Davi Gasparini Fernandes Cunha¹, Nicolás Reinaldo Finkler², Wesley Aparecido Saltarelli³

¹ Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (davig@sc.usp.br)

² Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (nicolas.finkler@usp.br)

² Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (wesley.saltarelli@gmail.com)

Resumo

Os ambientes aquáticos desempenham serviços ecossistêmicos fundamentais e oferecem benefícios diretos e indiretos ao ser humano. A retenção de nutrientes por cursos de água, que decorre da combinação de processos físicos, químicos e biológicos, é uma de suas principais funções e está sujeita a interferências antrópicas. A retenção é majoritariamente estudada em ambientes temperados, mas ainda pouco se sabe sobre como as características ambientais de sistemas tropicais e as pressões humanas afetam a sua cinética. O objetivo principal dessa pesquisa foi estimar a retenção de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) por riachos localizados no bioma Cerrado (SP). Foram avaliadas, além das características físicas e químicas, as taxas de retenção de nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+) e fosfato (PO_4^{3-}) em quatro trechos de riachos caracterizados por gradientes de condições ambientais. As taxas de retenção variaram de 60-46000 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{min}$ para NO_3^- , 4-22 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{min}$ para NH_4^+ e 9-1700 $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{min}$ para PO_4^{3-} . As velocidades de retenção variaram de 123-1 mm/min para NO_3^- , 68-1 mm/min para NH_4^+ e 30-1 mm/min para PO_4^{3-} . Os resultados apresentados por este estudo destacam a grande variabilidade das métricas para cada riacho, indicando que os riachos do bioma Cerrado desempenham funções diferentes para o processo de retenção. Adicionalmente, por se tratarem de riachos relativamente preservados, as métricas derivadas do estudo podem servir como parâmetro de base para identificar ambientes aquáticos de referência.

Palavras-chave: Autodepuração; Retenção de nutrientes; Riachos.

Área Temática: Recursos Hídricos

Self-depuration capacity of tropical streams in the Cerrado biome regarding macronutrients

Abstract

Aquatic ecosystems are responsible for key ecosystem services and provide direct and indirect benefits to the society. The nutrient retention in surface waters, which is associated to physical, chemical and biological processes, is one of their main functions and it is influenced by anthropogenic interferences. Nutrient retention has been mostly studied in temperate environments, but little is known about how the environmental characteristics of tropical systems and human impacts affect nutrient uptake kinetics. The main objective of this



research is to estimate the macronutrients retention in streams located in the Cerrado savanna (São Paulo, Brazil). In addition to the physical and chemical characteristics, we estimated nitrate, ammonium and phosphate retention rates in different reaches of four streams, characterized by gradients in environmental conditions. The areal uptake rate ranged from 60-46000 $\mu\text{g}/\text{m}^2.\text{min}$ for NO_3^- , 4-22 $\mu\text{g}/\text{m}^2.\text{min}$ for NH_4^+ and 9-1700 $\mu\text{g}/\text{m}^2.\text{min}$ para PO_4^{3-} . The uptake velocity ranged from 123-1 mm/min for NO_3^- , 68-1 mm/min for NH_4^+ and 30-1 mm/min for PO_4^{3-} . The results presented by this study shown the great variability of uptake metrics in each stream, highlighting the different retention functions performed by each streams from the Cerrado biome.

Key words: Self-depuration capacity; Nutrient retention; Streams.

Theme Area: Water Resources

1 Introdução

Os impactos antropogênicos vinculados à poluição da água, extinção de espécies, alteração de regimes de fluxo (e.g., construção de reservatórios e barramentos) e às possíveis mudanças climáticas têm ameaçado os serviços ambientais e gerado desequilíbrios com alcance global (Dodds et al., 2013). Considerando o serviço de purificação da água e sua interface com demais benefícios decorrentes desse processo, a retenção de nutrientes, sobretudo nitrogênio (N) e fósforo (P), é uma das principais funções dos cursos de água. Tal retenção decorre de uma combinação de processos físico-químicos (e.g., sedimentação, adsorção e volatilização) e biológicos (e.g., assimilação e transformação pela biota aquática).

Entre os processos físicos, a sedimentação possui papel importante na remoção de nutrientes, especialmente em lagos e reservatórios (e.g., Cunha et al., 2014; Cunha et al., 2015), em função de seu regime lântico. No entanto, mesmo em ambientes com água corrente, a sedimentação que ocorre especialmente em remansos, além de diminuir os níveis de sólidos suspensos e a turbidez, pode promover indiretamente a retenção de contaminantes e nutrientes adsorvidos às partículas sedimentáveis (Bouwman et al., 2013; Gabriele et al., 2013). Ambos N e P podem ser retidos em riachos através de sua adsorção em partículas orgânicas e inorgânicas (Peterson et al., 2001). No entanto, a adsorção do P é mais frequente (na forma de fosfatos – PO_4^{3-}). A retenção do N é menos suscetível a rotas físico-químicas (House, 2003), embora o amônio (NH_4^+), em determinadas condições de pH, possa ser volatilizado na forma de amônia (NH_3). Em condições aeróbias, ambos P dissolvido orgânico e P inorgânico podem se complexar com óxidos e hidróxidos metálicos (Al e Fe) para formar precipitados insolúveis, os quais são liberados em condições anaeróbias (González-Sanchis et al., 2010; Small et al., 2016). O N pode ser permanentemente removido através de mecanismos químicos e biológicos, como a combinação nitrificação-denitrificação, processos que estabilizam componentes inorgânicos (NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^-) em produtos inertes gasosos (N_2) por meio de reações de óxido-redução mediadas por microrganismos. A rota da denitrificação, que consiste na redução microbiológica do nitrato (NO_3^-), e principalmente a assimilação biótica, são processos frequentes de transformação do N em rios (Mulholland et al., 2008). Potter et al. (2010) destacaram a denitrificação como um processo significativo na diminuição (20-35%) das concentrações de N orgânico em riachos tropicais.

A retenção ecossistêmica de nutrientes em riachos depende principalmente das taxas de produção primária (Sabater et al., 2000; Mulholland et al., 2008), embora a denitrificação dependa da respiração ecossistêmica (Potter et al., 2010). Em geral, os processos metabólicos em riachos, incluindo a produção primária e a respiração ecossistêmica e a ciclagem de nutrientes, dependem da disponibilidade de substratos metabólicos e energia (nutrientes,



matéria orgânica e radiação solar) e da hidromorfologia/hidrodinâmica, que determinam os habitats disponíveis para os organismos heterotróficos e autotróficos (e.g., Valett et al. 1996; Gücker e Boëchat, 2004). Estudos relataram a limitação de atividades metabólicas de organismos autotróficos tanto por N quanto P em sistemas aquáticos (Dodds et al., 2002; King et al., 2014), cuja retenção envolve a assimilação do nutriente para incorporação em tecidos celulares. Em rios tropicais, a limitação por N parece ser mais comum do que a por P (Dudgeon, 2008). O papel das bactérias heterotróficas na assimilação de nutrientes também é conhecido, principalmente em sistemas estuarinos e marinhos (Kirchman, 1994), mas é pouco estudado em sistemas lóticos tropicais. Os nutrientes são utilizados na síntese de novos compostos estruturais ou, no caso de processos dissimilatórios, como fonte geradora de energia.

O efeito de impactos antrópicos sobre a retenção de nutrientes pode ser relevante, na medida em que ocorram alterações nas condições naturais desses sistemas. Alguns estudos relataram perda de eficiência do processo em riachos sob a influência de atividades agrícolas (Bernot, 2006; Merseburguer et al., 2011) e de lançamentos pontuais de nutrientes como os oriundos de estações de tratamento de esgotos (Ruggiero, 2006; Gücker et al., 2006). Em comum, os autores observaram a alta disponibilidade de nutrientes como a causa da diminuição da eficiência da retenção de nutrientes nesses locais. Alterações de ordem física como canalização de cursos d'água (Grimm, 2005), supressão da mata ripária (Sabater et al., 2000) e urbanização de áreas de drenagem (Covino et al., 2012) também podem levar a desequilíbrios na dinâmica da retenção de nutrientes. Dentre as todas as consequências desses impactos listados, a exportação e transporte de nutrientes para áreas a jusante podem ser considerados os principais efeitos de atividades antrópicas.

2 Objetivo

O objetivo principal dessa pesquisa foi estimar a retenção de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) por riachos localizados no bioma Cerrado (SP). Para isso, foram avaliadas, além das características hidráulicas, físicas e químicas dos cursos d'água, as taxas de retenção de nitrato, amônio e fosfato em diferentes trechos dos riachos.

3 Material e Métodos

Para a realização desse estudo, foram selecionados trechos de quatro riachos de porte pequeno (Tabela 1), localizados nos municípios de São Carlos e Brotas (SP), ambos pertencentes à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 13, dos rios Tietê/Jacaré (SIGRH, 2017). Foram realizadas quatro amostragens em quatro períodos distintos do ano de 2017: janeiro, março, julho e setembro.

Tabela 1 – Informações dos quatro riachos avaliados na presente pesquisa, incluindo sua localização e características gerais

Riacho	Coordenadas geográficas	Características gerais
Mineirinho	22°00'12.78" S 47°55'40.82" O	Vegetação com sinais de degradação, substrato alterado, presença de feições erosivas e descarga de águas pluviais
Broa	22°11'40.93" S 47°53'55.78" O	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, substrato natural, trecho a jusante de área alagada natural
Espraiado	21°58'46.75" S 47°52'23.11" O	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, curso meândrico, substrato natural
Canchim	21°57'54.69" S 47°50'38.02" O	Vegetação preservada, mata ciliar fechada, próximo à nascente, substrato natural



A densidade de cobertura vegetal das matas ciliares dos trechos avaliados foi estimada por meio de densiômetro esférico côncavo (LEMMON, 1956, 1957) e expressa em porcentagem de sombreamento gerado pela vegetação. As leituras da cobertura do dossel foram realizadas em todas as coletas para acompanhar a sua variação sazonal. A vazão de cada riacho foi determinada, em todas as coletas, por meio da liberação pulsada de soluto conservativo (Webster e Valett, 1996). O método consiste na liberação de uma solução de NaCl com concentração conhecida, cujo deslocamento foi detectado por meio de um condutivímetro de campo instalado a jusante do ponto de lançamento.

Para a análise das variáveis da água, foram efetuadas medições *in situ* com sonda multiparâmetros, além da coleta de amostras para posterior análise no Laboratório BIOTACE (Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos (EESC-USP). As amostras para determinação de nutrientes dissolvidos foram filtradas (membranas GF/C de 0,45 µm), acondicionadas em frascos plásticos e congeladas. As análises de amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e fosfato solúvel reativo (PO_4^{3-}) seguiram metodologias descritas por APHA (2012).

As métricas da retenção foram estimadas a partir de séries de adições de nutrientes, seguindo os procedimentos da metodologia *Tracer Addition for Spiraling Curve Characterization* (TASCC), conforme descrito por Covino et al. (2010). As adições consistiram na introdução de sais de nutrientes juntamente com sal conservativo (cloreto de sódio). As formas de nutrientes avaliadas neste estudo foram o nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+) e fosfato (PO_4^{3-}), inseridos no sistema como NaNO_3 , NH_4Cl e KH_2PO_4 , respectivamente. Por sua vez, o traçador conservativo utilizado foi o Cl^- , na forma de NaCl. O cálculo dos parâmetros da retenção também seguiu os procedimentos descritos na metodologia TASCC, na qual obtiveram-se os parâmetros ambientais da taxa (U_{amb} , µg/m²min) e velocidade ($V_{f-\text{amb}}$, mm/min) de retenção representativos de cada trecho analisado.

4 Resultados e Discussão

As porcentagens de cobertura vegetal nos quatro riachos avaliados estiveram sempre acima de 75%, com médias nas diferentes coletas de 85%, 93%, 96% e 94% nos riachos Mineirinho, Broa, Espraiado e Canchim, respectivamente. Essas porcentagens indicam que os cursos d'água estudados apresentam cobertura vegetal significativa, com elevado grau de sombreamento sobre a água. As vazões foram características de riachos de pequeno porte, com máximo de 19,2 L/s (Espraiado, janeiro de 2017) (Tabela 2). Os menores valores foram observados no riacho Canchim, sempre inferiores a 4 L/s.

Tabela 2 – Vazões (L/s) mensuradas nos quatro riachos estudados em diferentes meses do ano de 2017: janeiro, março, julho e setembro

Riacho	Janeiro/2017	Março/2017	Julho/2017	Setembro/2017
Mineirinho	6,2	6,9	4,7	3,4
Broa	7,5	10,9	11,2	10,9
Espraiado	19,2	12,2	9,1	5,0
Canchim	4,0	3,5	3,2	2,0

A temperatura da água apresentou variação sazonal, com valores mínimos em julho de 2017 (14,9-17,5 °C), período correspondente ao inverno (Tabela 3). O oxigênio dissolvido esteve, em geral, na faixa de 7-8 mg/L em todos os riachos. O pH refletiu condições ácidas, especialmente no riacho Broa (4,40-5,29). Os valores relativamente baixos de condutividade elétrica (máximo de 32 µS/cm) indicam que os cursos d'água não possuem significativa interferência antrópica, por exemplo, por impacto de lançamento de águas residuárias (Tabela



3).

Tabela 3 – Variáveis físico-químicas da água (temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica) nos riachos estudados em diferentes meses do ano de 2017: janeiro, março, julho e setembro

Riacho	Coleta em 2017	Temperatura da água (°C)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	pH	Condutividade elétrica (µS/cm)
Mineirinho	Janeiro	22,8	7,8	5,90	19
	Março	20,0	8,2	6,09	24
	Julho	17,5	8,6	5,80	26
	Setembro	19,3	7,2	5,91	28
Broa	Janeiro	21,7	6,9	4,40	6
	Março	20,3	7,4	5,29	6
	Julho	16,5	7,9	4,42	4
	Setembro	17,8	7,8	4,75	4
Espiraído	Janeiro	20,6	5,5	5,60	11
	Março	18,8	6,2	5,45	14
	Julho	15,0	7,4	4,84	15
	Setembro	17,3	6,2	5,46	19
Canchim	Janeiro	20,5	7,4	6,20	21
	Março	19,4	8,1	6,29	29
	Julho	14,9	8,5	5,88	27
	Setembro	19,6	6,7	6,54	32

As maiores concentrações de nitrato e amônio foram observadas nos riachos Broa e Canchim (médias entre as coletas de 318,8-323,3 µg/L e 11,2-14,1 µg/L, respectivamente). As concentrações de fosfato foram diferentes entre os riachos, com médias de 12,3, 3,3, 11,0 e 20,6 nos riachos Mineirinho, Broa, Espiraído e Canchim, respectivamente (Tabela 4). Não foi observado padrão temporal nas concentrações de nutrientes nos quatro cursos d'água.

Tabela 3 – Concentrações de nutrientes (nitrato, amônio e fosfato) nos quatro riachos estudados em diferentes meses do ano de 2017: janeiro, março, julho e setembro

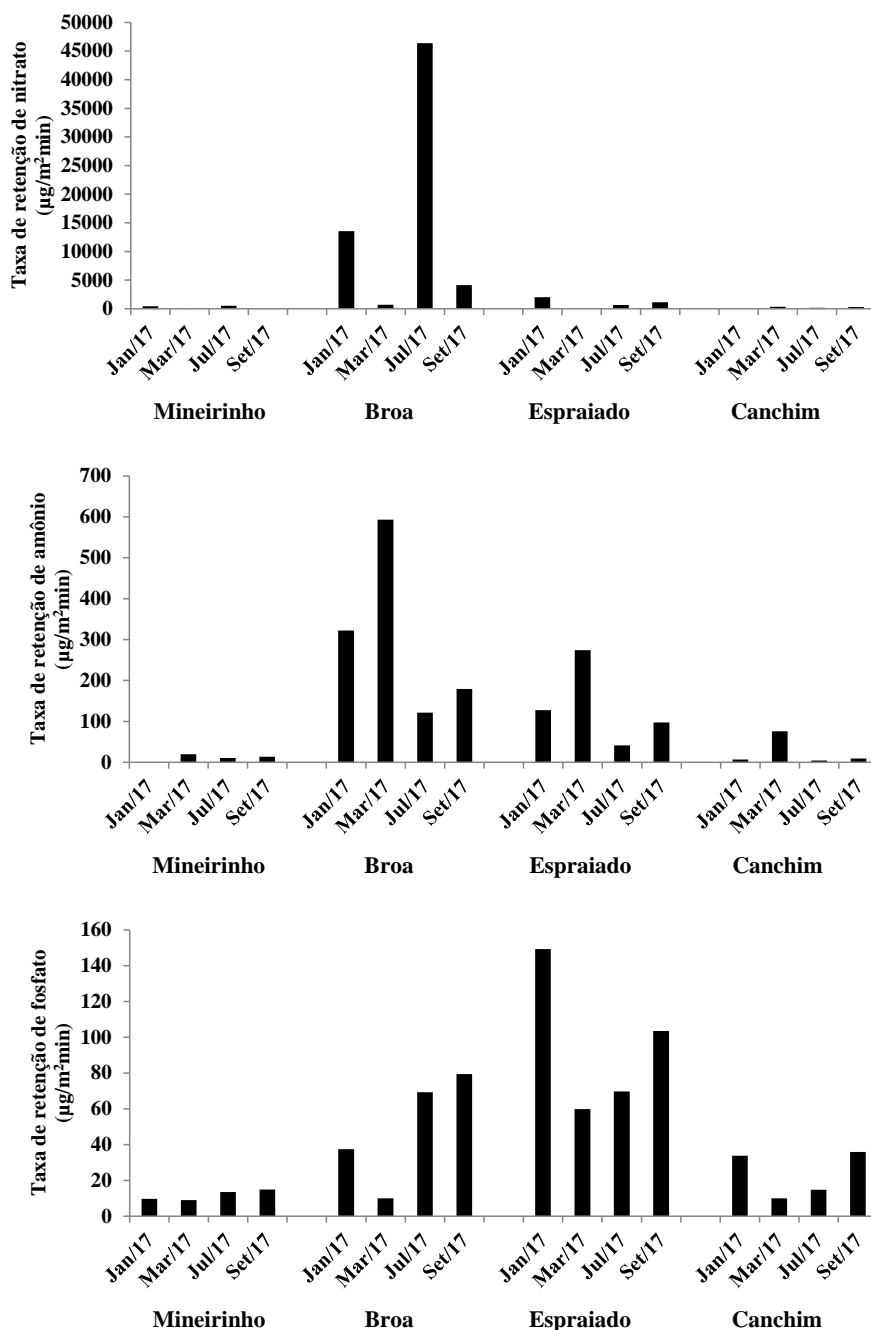
Riacho	Coleta em 2017	Nitrato (µg/L)	Amônio (µg/L)	Fosfato (µg/L)
Mineirinho	Janeiro	391,7	6,1	14,4
	Março	37,5	6,7	7,9
	Julho	178,3	6,4	13,1
	Setembro	106,7	5,0	13,8
Broa	Janeiro	337,5	4,7	2,2
	Março	382,5	24,3	1,4
	Julho	377,5	5,0	4,1
	Setembro	177,5	10,8	5,6
Espiraído	Janeiro	360,0	5,0	12,9
	Março	407,5	36,4	7,8
	Julho	183,2	5,0	9,7
	Setembro	285,0	10,0	13,5
Canchim	Janeiro	457,5	7,9	21,7
	Março	202,5	12,3	18,3
	Julho	293,3	5,0	19,5
	Setembro	340,0	11,7	22,7

Embora apresentem características físico-químicas relativamente semelhantes (Tabelas 2 e 3), os riachos avaliados desempenharam papéis significativamente diferentes em relação à retenção de nutrientes (Figuras 1 e 2). As taxas de retenção das formas nitrogenadas (nitrato e amônio) foram maiores no riacho Broa (máximo de cerca de 46.000 µg/m²min de nitrato e 600 µg/m²min de amônio, Figura 1). Os demais riachos, à exceção do Espiraído, apresentaram taxas relativamente pequenas de remoção dessas duas espécies de nitrogênio,



sempre inferiores a $2.100 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{min}$ para o nitrato e $76 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{min}$ para o amônio. Para o fosfato, destacaram-se as taxas de remoção no riacho Espraiado, de 149, 60, 70 e $104 \mu\text{g}/\text{m}^2\text{min}$ respectivamente nas quatro amostragens.

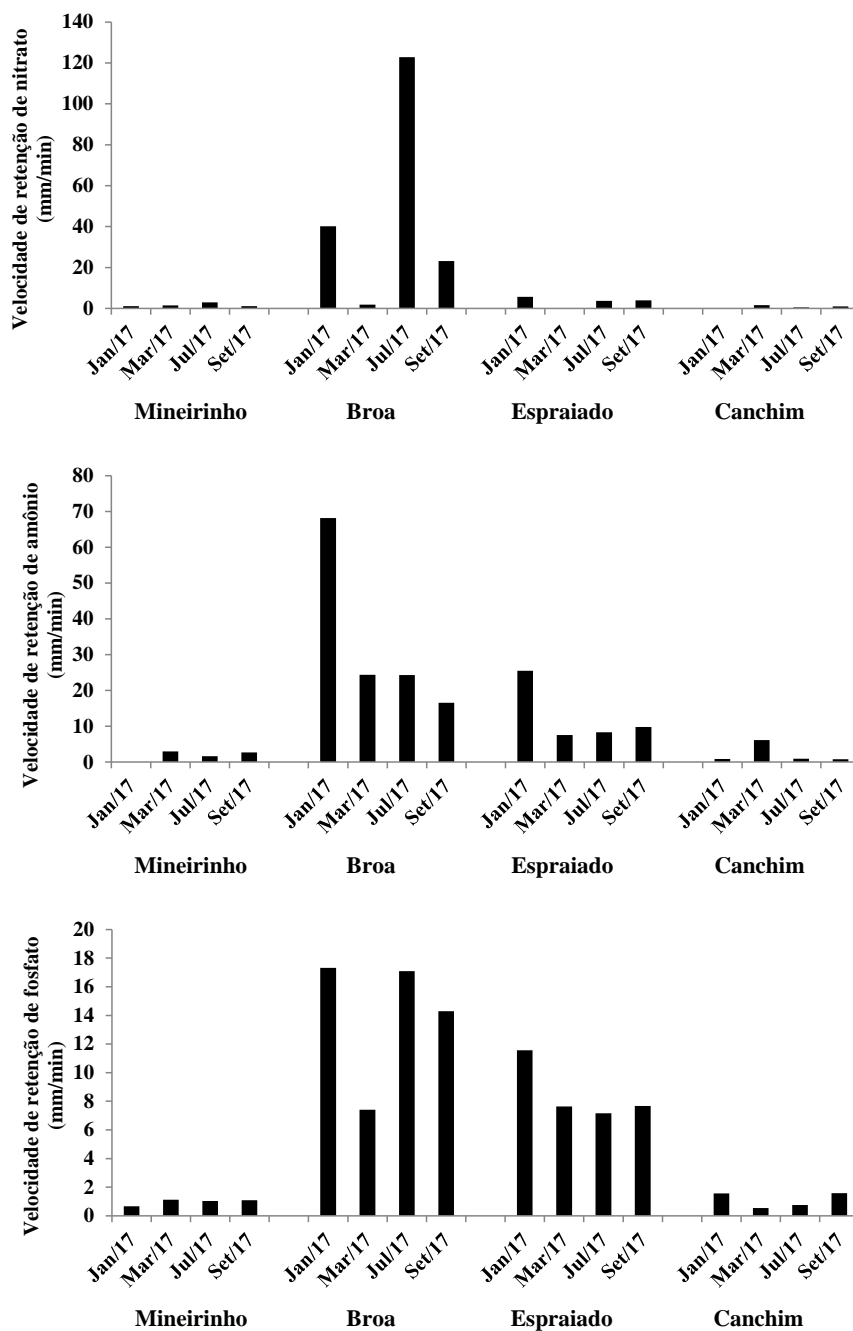
Figura 1 – Taxas de retenção ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{min}$) de nitrato, amônio e fosfato nos quatro riachos estudados em diferentes meses do ano de 2017: janeiro, março, julho e setembro



Em relação à velocidade de retenção dos macronutrientes, que indica a eficiência do sistema aquático para a sua remoção, os riachos mais eficientes foram Broa e Espraiado. As máximas velocidades de retenção de nitrato, amônio e fosfato foram de 123, 68 e 17 mm/min, respectivamente, todas elas observadas no riacho Broa.



Figura 2 – Velocidades de retenção (mm/min) de nitrato, amônio e fosfato nos quatro riachos estudados em diferentes meses do ano de 2017: janeiro, março, julho e setembro



Neste estudo, é visível a grande variabilidade nos valores de taxas de retenção entre os riachos analisados, indicando diferentes funções de cada sistema na relação a retenção de nutrientes. Os riachos do bioma Cerrado apresentaram taxas de retenção de N amplamente superiores às reportadas por outros estudos, cujos riachos possuem características similares, porém localizados em ambientes temperados (Covino et al., 2012; Gibson et al., 2015). Estudos de Potter et al. (2010) e Gücker et al. (2004), ambos realizados em ambientes tropicais, reportaram valores de U_{amb} para NO_3^- e NH_4^+ de 500 e 1000 $\mu g/m^2min$, respectivamente, destacando a capacidade autodepurativa em ambientes tropicais sobre a retenção de formas de N. A variabilidade de valores de U_{amb} pode ser associada com as diferentes características físicas de cada riacho (e.g morfologia do canal, a zona de armazenamento transiente, características do sedimento) (Gücker et al., 2004).



No caso do fosfato, as U_{amb} apresentadas por este estudo também foram superiores às reportadas em ambientes temperados (Von Schiller et al., 2008; Powers et al., 2009), no entanto em magnitudes inferiores às apresentadas pelo N. Em comparação a estudos realizados em ambientes tropicais (Triska et al., 2006), as U_{amb} reportadas neste estudo apresentaram resultados similares. É válido ressaltar que a U_{amb} se refere a remoção de massa de nutriente por unidade de área do sistema e está relacionada com as concentrações ambientais. Espera-se assim que as maiores taxas de retenção ocorram em locais cujas concentrações ambientais sejam as maiores (Gibson et al., 2015), tendência que ocorreu no presente estudo.

Da mesma forma, no caso das velocidades de retenção, os riachos do bioma Cerrado caracterizaram-se pela elevada eficiência de retenção de todas as formas de nutrientes em comparação a diversos estudos em ambientes temperados (Marti et al., 2009; Covino et al., 2012; Day e Hall Jr., 2017). Em ambientes tropicais, a métrica comportou-se de forma similar a estudos já citados, ressaltando também a importância da preservação de riachos tropicais na exportação e transporte de nutrientes.

5 Conclusões

A grande variabilidade dos parâmetros da retenção de nutrientes reportados por este estudo mostra que os riachos do bioma Cerrado desempenham funções diferentes para o processo de retenção. O papel de cada riacho como sumidouro ou exportador de nutrientes é evidente frente a diferentes magnitudes dos valores das métricas da retenção apresentados em cada sistema. Adicionalmente, por se tratarem de riachos relativamente preservados, as métricas derivadas do estudo podem servir como parâmetro de base para identificar ambientes aquáticos de referência. O entendimento da retenção de nutrientes desses ecossistemas aquáticos pode subsidiar a avaliação de impactos ambientais e outras formas de análise de como as atividades humanas afetam o funcionamento desses ambientes, especialmente a estudos relacionados à capacidade autodepurativa.

6 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à FAPESP pela concessão de auxílio financeiro (Processo Nº 2016/14176-1) e ao CNPq pela concessão de bolsa de mestrado e doutorado.

Referências

- APHA (2012). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: American Water Works Assn.
- BERNOT, M. J., TANK, J. L., ROYER, T. V., & DAVID, M. B. (2006). Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. **Freshwater Biology**, 51(3), 499–509.
- BOUWMAN, A.F. et al. (2013). Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: Towards integration of ecological and biogeochemical models. **Biogeosciences** 10(1), 1–23.
- COVINO, T., MCGLYNN, B., & MCNAMARA, R. (2012). Land use/land cover and scale influences on in-stream nitrogen uptake kinetics. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 117(2), 1–13.
- COVINO, T.P. et al. (2010). Tracer Additions for Spiraling Curve Characterization (TASCC): Quantifying stream nutrient uptake kinetics from ambient to saturation. **Limnology and Oceanography: Methods** 8, 484–498.
- CUNHA, D.G.F. et al. (2014). Trends in nutrient and sediment retention in Great Plains reservoirs (USA). **Environmental Monitoring and Assessment** 186, 1143-1155.
- CUNHA, D.G.F. et al. (2015). Trophic State Evolution and Nutrient Trapping Capacity in a Transboundary Subtropical Reservoir: A 25-Year Study. **Environmental Management** 57, 649-659.



- DAY, N. K., & HALL, R. O. (2017). Ammonium uptake kinetics and nitrification in mountain streams. **Freshwater Science**, 36(January), 000–000.
- DODDS, W.K. et al. (2002). Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 59, 865–874.
- DODDS, W.K. et al. (2013). Human Impact on Freshwater Ecosystem Services: A Global Perspective. **Environmental Science & Technology** 47, 61–68.
- DUDGEON, D. (2008) **Tropical stream ecology**. Academic Press.
- GABRIELE, W. et al. (2013). Limitations of stream restoration for nitrogen retention in agricultural headwater streams. **Ecological Engineering** 60, 224–234.
- GIBSON, C. A, REILLY, C. M. O., CONINE, A. L., & LIPSHUTZ, S. M. (2015). Nutrient uptake across a gradient of nutrient concentration and ratios at the landscape scale. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, 120, 326–340.
- GONZÁLEZ-SANCHIS, M. et al. (2010). Experimental and numerical analysis of sediment nutrient uptake in a channel flow. **Environmental Hydraulics** 2, 753–758.
- Grimm, N. B., et al. (2005). N retention and transformation in urban streams. **J. of the N. American Benthological Society**, 24(3), 626–642.
- GÜCKER, B., BRAUNS, M., PUSCH, M. T., BRAUNS, M., & PUSCH, M. T. (2006). Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 25(2), 313–329.
- GÜCKER, B.; BOËCHAT, I.G. (2004). Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters. **Ecology** 85, 2818–2827.
- HOUSE, W.A. (2003). Geochemical cycling of phosphorus in rivers. **Applied Geochemistry** 18(5), 739–748.
- KING, S.A. et al. (2014). Nutrient flux, uptake, and autotrophic limitation in streams and rivers. **Freshwater Science** 33(1), 85–98.
- KIRCHMAN, D.L (1994). The uptake of inorganic nutrients by heterotrophic bacteria. **Microbial Ecology**, 28, 255–271.
- LEMMON, P.E (1956). A Spherical Densimeter for Estimating Forest Overstory Density. **Forest Science** 2, 314–320.
- LEMMON, P.E. (1957). A New Instrument for Measuring Forest Overstory Density. **Journal of Forestry** 55, 667–668.
- MARTÍ, E., FONOLLÀ, P., SCHILLER, D. VON, SABATER, F., ARGERICH, A., RIBOT, M., & RIERA, J. L. (2009). Variation in stream C, N and P uptake along an altitudinal gradient: a space-for-time analogue to assess potential impacts of climate change. **Hydrology Research**, 40(2–3), 123.
- 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.
- MULHOLLAND, P.J. et al. (2008) Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. **Nature** 452, 202–205.
- PETERSON, B.J. et al (2001). Control of nitrogen export from headwaters by headwater streams. **Science** 292, 86–90.
- POTTER, J.D. et al. (2010) Denitrification and total nitrate uptake in streams of a tropical landscape. **Ecological Applications** 20, 2104–2115.
- POWERS, S. M., STANLEY, E. H., & LOTTIG, N. R. (2009). Quantifying phosphorus uptake using pulse and steady-state approaches in streams. **Limnology and Oceanography: Methods**, 7(7), 498–508.
- RUGGIERO, A., SOLIMINI, A. G., & CARCHINI, G. (2006). Effects of a waste water treatment plant on organic matter dynamics and ecosystem functioning in a Mediterranean stream. **International Journal Of Limnology**, 42(2), 97–107.
- SABATER, F. et al. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. **Journal of the North-American Benthological Society** 19, 609–620.
- SABATER, F., BUTTURINI, A., MARTÍ, E., & MUÑOZ, I. (2000). Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. **Journal of the North ...**, 19(4), 609–620.
- SMALL, G.E. et al. (2016). Phosphorus retention in a lowland Neotropical stream following an eight-year enrichment experiment. **Freshwater Science** 35, 1–11.
- TRISKA, F., PRINGLE, C. M., DUFF, J. H., AVANZINO, R. J., & ZELLWEGER, G. (2006). Soluble reactive phosphorus (SRP) transport and retention in tropical, rain forest streams draining a volcanic landscape in Costa Rica: In situ SRP amendment to streams and laboratory studies. **Biogeochemistry**, 81(2), 145–157.
- VALETT, H.M. et al. (1996). Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams. **Limnology and Oceanography** 41(2), 333–345.
- VON SCHILLER, D., MARTÍ, E., RIERA, J. L., RIBOT, M., ARGERICH, A., FONOLLÀ, P., & SABATER, F. (2008). Inter-annual, annual, and seasonal variation of P and N retention in a perennial and an intermittent stream. **Ecosystems**, 11(5), 670–687.
- WEBSTER, R.J.; VALETT, H.M. (1996). Solute Dynamics. In: **Methods in Stream Ecology**. 2a. ed. Elsevier, p. 169–185.