

II-1617 - TRANSPORTE E TRANSFORMAÇÃO DE NUTRIENTES EM RIOS: MELHORANDO A COMPREENSÃO SOBRE A RELAÇÃO ENTRE AS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS E OS CURSOS D'ÁGUA RECEPTORES DE EFLUENTES

Nícolas Reinaldo Finkler⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul (UCS – RS). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutor em Hidráulica e Saneamento na EESC/USP. Pós-doutorando no Departamento de Ecologia e Ciências Ambientais da Universidade de Umeå, Suécia.

Davi Gasparini Fernandes Cunha⁽¹⁾

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

Endereço⁽¹⁾: Linnaeus väg 4-6, 907 36. Umeå, Sweden - e-mail: nicolas.finkler@gmail.com

RESUMO

As estações de tratamento de esgotos (ETEs) eliminaram ou minimizaram muitos problemas relacionados ao lançamento do esgoto bruto em sistemas aquáticos. Os efluentes tratados, no entanto, ainda podem gerar efeitos potencialmente prejudiciais aos ecossistemas aquáticos, como rios e riachos. Atualmente, poucas informações estão disponíveis sobre o transporte e a transformação de efluentes tratados em corpos d'água tropicais receptores. Neste estudo, as mudanças longitudinais nas concentrações de amônio ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) e fósforo reativo solúvel (SRP) foram avaliadas em trechos a jusante de lançamentos de duas ETEs nos respectivos rios receptores localizados no estado de São Paulo. Tais ETEs não apresentavam, à época do estudo, etapas específicas de tratamento terciário para remoção de nutrientes. Aplicou-se o conceito de espiral de nutrientes a essas adições de nutrientes de elevada magnitude para examinar a retenção líquida das formas de nitrogênio e fósforo estudadas. Em média, as concentrações e as cargas de nutrientes foram incrementadas consideravelmente pelo lançamento dos efluentes. As distâncias líquidas de retenção ($S_{W\text{-net}}$) para $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ e SRP variaram entre 1,2-13,6, 1,5-7,4 e 1,2-7,5 km, respectivamente. As velocidades de retenção ($V_{f\text{-net}}$) variaram entre 0,7-2,5 mm/min, 0,4-4,1 mm/min e 0,2-10,2 mm/min para os mesmos nutrientes, também respectivamente. As taxas máximas de retenção (U_{net}) variaram entre 2,43-43,9, 0,78-10,7 e 0,18-4,4 g/m²/min para $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e SRP, respectivamente, valores estes considerados elevados em comparação a outros rios do mesmo porte. Processos biogeoquímicos não considerados como sumidouros de nutrientes de longo prazo, como nitrificação e adsorção, pareceram ser responsáveis pela retenção de nutrientes a partir de sua transformação, por exemplo de amônio a nitrato. A retenção líquida limitada ao longo dos trechos indica que os nutrientes foram transportados para jusante por longas distâncias sem retenção eficiente, potencialmente devido à sobrecarga de nutrientes em relação às demandas da biota do corpo receptor. Esses resultados sugerem que mesmo com elevadas taxas de retenção, a exportação de nutrientes em corpos receptores pode ser substancial, criando prejuízos potenciais na qualidade da água dos ecossistemas a jusante. Assim, as ETEs com remoção limitada de nutrientes podem gerar efeitos negativos sobre o funcionamento ecossistêmico em corpos receptores tropicais.

PALAVRAS-CHAVE: amônio, nitrato, fósforo reativo solúvel, efluentes, espiral de nutrientes, Brasil, rios tropicais.

INTRODUÇÃO

As Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) são componentes fundamentais da infraestrutura de saneamento, projetadas e operadas para melhorar a qualidade das águas residuárias antes do lançamento nos cursos d'água receptores. As ETEs empregam diferentes métodos para atender aos padrões regulatórios, entre eles os relativos à emissão de efluentes e à qualidade das águas superficiais. Apesar de seus indiscutíveis efeitos positivos sobre a manutenção ou melhoria da qualidade da água, as ETEs ainda podem exercer impactos significativos nos sistemas aquáticos à jusante, dependendo da tecnologia de tratamento e de outros fatores, como operação e manutenção. O lançamento de cargas de nutrientes acima das demandas da biota – especialmente se a ETE não possuir tratamento terciário – pode reduzir significativamente a eficiência da retenção de nitrogênio (N) e fósforo (P) no corpo receptor, levando à exportação destes para jusante. No entanto, embora corpos receptores tipicamente apresentem baixa eficiência de retenção por causa do excesso

de nutrientes, eles possuem elevadas taxas absolutas de retenção (associadas com a remoção via processos biológicos na água e no substrato). O conhecimento dessas dinâmicas em corpos receptores é bem consolidado na Europa e nos Estados Unidos (e.g., Martí et al. 2004, Gibson & Meyer 2007, Aristi et al. 2015), mas poucos estudos estão disponíveis no Brasil.

Em território nacional, menos da metade dos esgotos gerados passa por algum tipo de tratamento antes da sua disposição final (SNIS 2018), e frequentemente o tratamento apresenta eficiências insatisfatórias de remoção de N e P, pois não há etapas terciárias, específicas para este fim (Oliveira & Von Sperling 2005, Von Sperling 2016). Além disso, espera-se ainda que a geração de esgotos no Brasil aumente substancialmente considerando a tendência de urbanização apresentada pelo país nas últimas décadas (UNFPA, 2019). O excesso de nutrientes em sistemas aquáticos tem sido associado a diversas restrições aos usos múltiplos da água e à diminuição da oferta de serviços ecossistêmicos oferecidos por rios impactados (Dodds, 2016).

Para avaliar o transporte e a retenção de nutrientes em cursos d'água, estudos geralmente empregam o conceito da espiral de nutrientes (*sensu* Newbold et al. 1981). A distância de retenção (S_w) é uma métrica comumente usada para descrever a retenção e o transporte de nutrientes em ecossistemas lóticos. S_w é definida como a distância percorrida por uma molécula de nutriente antes de ser removida da coluna de água por mecanismos físicos, químicos e biológicos que promovem sua retenção temporária ou permanente. S_w curtas indicam menor tendência de transporte do nutriente e maior tendência à retenção. No entanto, a velocidade da água e a profundidade do curso d'água podem influenciar fortemente a S_w . O coeficiente de transferência de massa (V_f), também conhecido como velocidade de retenção, normaliza a S_w para profundidade e velocidade da água, sendo mais adequado para comparar a eficiência de retenção entre diferentes cursos d'água (Stream Solute Workshop, 1990). Em contraste com a S_w , maior V_f indica maior retenção. Por fim, a taxa de retenção (U) representa a remoção de massa por unidade de área. Por ser diretamente proporcional à área do rio e concentrações de nutrientes, ela pode não representar a eficiência em que a retenção ocorre no meio porque locais com maiores áreas e concentrações de nutrientes irão apresentar maiores U .

Este estudo teve como objetivo avaliar o impacto do lançamento de efluentes tratados em duas ETEs sobre a retenção de amônio ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) e fósforo solúvel reativo (SRP) nos respectivos cursos d'água receptores, que são dois rios tropicais brasileiros de 4ª ordem. As ETEs empregam diferentes tecnologias de tratamento (tratamento secundário composto por lodos ativados ou reatores UASB). Este estudo se baseou na hipótese de que efluentes lançados por ETEs com diferentes tecnologias de tratamento alterariam de forma diferente a qualidade da água a jusante da ETE, e que tais mudanças estariam associadas com mudanças na capacidade de autodepuração de cada rio receptor (neste caso, a capacidade de retenção de nutrientes). Além disso, partiu-se da hipótese de que os rios avaliados apresentariam elevadas taxas de retenção (U) quando comparados com rios do mesmo porte e não impactados por ETEs, porém menores eficiências de remoção (baixas V_f) em função das elevadas cargas de nutrientes lançadas permanentemente pelas ETEs, e consequentemente maior exportação de nutrientes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi escolhido um trecho de cada curso d'água receptor a jusante da respectiva ETE que fosse representativo e longo o suficiente para observar padrões longitudinais nas concentrações de nutrientes (ou seja, diminuições ou aumentos nas concentrações). À época do estudo, a ETE A empregava, como tratamento secundário, sistema de lodos ativados com aeração prolongada, enquanto a ETE B empregava reatores UASB seguidos de tratamento físico-químico (flotação por ar dissolvido), que também promove alguma remoção de P. As duas ETEs, ambas localizadas no interior do estado de São Paulo, tratavam vazões médias de esgoto de 695 L/s e 200 L/s, respectivamente.

Foram realizadas cinco coletas nos meses de março e julho de 2019, março e dezembro de 2020 e julho de 2021. Quatro a seis pontos de amostragem a jusante das ETEs foram considerados para cada trecho. Além de medições de vazão e velocidade da água, amostras de água foram coletadas para determinação de carbono orgânico dissolvido, nitrato, amônio e fosfato solúvel reativo, além de cloretos (Solorzano 1969, APHA 2012). Concentrações de nutrientes foram corrigidas pela diluição a partir das concentrações de cloretos (Martí et al., 2004). Variáveis físico-químicas (pH, potencial de oxido-redução, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica) foram medidas em todos os pontos de amostragem por meio de sonda multiparamétrica.

As métricas de retenção utilizadas neste estudo diferem de métricas usuais obtidas em estudos típicos de retenção de nutrientes porque a natureza contínua e substancial da adição de nutrientes (i.e., concentrações eventualmente acima dos níveis de saturação do sistema) faz com que os solutos inorgânicos dissolvidos sejam constantemente retidos e liberados na coluna de água em longas distâncias (Gibson & Meyer, 2007). Por isso, os resultados dessa pesquisa foram expressos em termos de retenção líquida adotando a nomenclatura S_{W-net} , U_{net} e V_{f-net} , conforme outros estudos similares.

Padrões longitudinais das concentrações de nutrientes corrigidas pela diluição ao longo dos trechos estudados à jusante das ETEs foram usados para estimar a retenção líquida de nutrientes (Martí et al. 2004). A Equação 1 foi empregada para calcular o S_{W-net} (em km) para cada trecho à jusante da ETE.

$$C_x = C_1 * e^{-k \cdot x} \quad (1)$$

em que C_x é a concentração de nutrientes na distância x (km) a partir do início do trecho de estudo (à jusante da ETE) (mg/L); C_1 é a concentração de nutrientes no início do trecho (após a zona de mistura) (mg/L); e k é o coeficiente de retenção (de primeira ordem). Foi empregada regressão linear simples ($\alpha = 0,05$) do $\ln$ das concentrações de nutrientes corrigidas pela diluição *versus* a distância à jusante para estimar k (coeficiente angular). O S_{W-net} foi calculado como o inverso negativo dessa inclinação ($-1/k$). As Equações 2 e 3 foram usadas para calcular as velocidades (V_{f-net} em mm/s) e taxas líquidas de retenção (U_{net} em g/m²/min) respectivamente usando estimativas de S_{W-net} , concentrações de nutrientes e outras variáveis hidrodinâmicas.

$$V_{f-net} = \frac{h \cdot v}{S_{W-net}} = \frac{Q}{S_{W-net} \cdot w} \quad (2)$$

$$U = V_{f-net} \cdot C_1 \quad (3)$$

em que h é a profundidade média da água (m), v é a velocidade média da água (m/s), Q é a vazão média (m³/s) e w é a largura média (m). Foram ainda estimadas cargas de nutrientes (em kg/dia) a montante e a jusante (primeiro ponto de amostragem a jusante da ETE) das ETEs utilizando valores de vazão e concentração de nutrientes.

O teste t de Student foi utilizado para testar se a média das variáveis à montante e à jusante diferiram significativamente em cada corpo receptor, indicando efeito significativo do lançamento e, assim, o aumento ou a redução da variável no corpo receptor. Diferenças foram consideradas estatisticamente significativas quando $p < 0,05$. Correlações potenciais entre métricas de retenção, concentrações e cargas de nutrientes e variáveis físico-químicas foram avaliadas por meio de modelos lineares generalizados (GLM), nos quais cada corpo receptor foi utilizado como efeito fixo nestas regressões.

RESULTADOS

As vazões dos cursos d'água receptores à jusante dos efluentes das ETEs A e B foram de $0,4 \pm 0,1$ m³/s e $2,5 \pm 0,9$ m³/s, respectivamente. Em geral, considerando valores médios, as concentrações de NH₄-N aumentaram consideravelmente comparando-se a situação à montante e à jusante das ETEs, enquanto que para as concentrações de NO₃-N, não houve diferenças significativas entre valores a montante e jusante. No caso do SRP, a ETE A apresentou concentrações à jusante significativamente superiores às de montante, enquanto que na ETE B, as concentrações à jusante foram inferiores às de montante.

As distâncias líquidas de retenção (S_{W-net}) para NH₄-N, NO₃-N, e SRP variaram de 1,2-13,6 km, 1,5-7,4 km e 1,2-7,5 km, respectivamente. Em relação às velocidades líquidas de retenção (V_{f-net}), a variação para NO₃-N e NH₄-N ficou entre 0,7-2,5 mm/min e 0,4-4,1 mm/min, respectivamente, enquanto para o SRP ficou entre 0,2-10,2 mm/min. As taxas de retenção (U_{net}) variaram entre -2,08 e 43,9, 0,78 e 10,7 e 0,18 e 4,4 g/m²/min para NH₄-N, NO₃-N e SRP respectivamente. $V_{f-net} < 0$ e $U_{net} < 0$ representam aumento longitudinal nas concentrações à jusante da ETE, indicando produção (e não retenção) de nutrientes.

Dentre as coletas em que foi possível observar retenção de nutrientes, a ETE A apresentou S_{W-net} mais curtas para NH_4-N ($2,6 \pm 1,1$ km) e NO_3-N ($2,2 \pm 0,6$ km) em comparação com a ETE B ($5,8 \pm 1,1$ e $7,8 \pm 3,5$ km, respectivamente). A ETE B apresentou S_{W-net} para o SRP mais curto na única coleta em que foi possível medir a retenção (julho 2019) em comparação à ETE A (2,2 km e $3,4 \pm 2,6$ km, respectivamente). A ETE B, por outro lado, apresentou maiores V_{f-net} para NH_4-N , NO_3-N e SRP ($2,51 \pm 1,10$, $1,72 \pm 0,34$ e $10,2$ mm/min, respectivamente) em comparação aos respectivos valores para a ETE A ($1,20 \pm 1,1$, $1,36 \pm 0,69$ e $1,82 \pm 1,7$ mm/min). A ordem de grandeza dos valores de U_{net} foi comparável entre as ETES A e B com taxas observadas de 18 ± 17 e 16 ± 19 g/m²/dia para o NH_4-N , $4,5 \pm 3,9$ e $6,4 \pm 2,3$ g/m²/dia para o NO_3-N e $1,17$ e $1,3 \pm 2$ g/m²/dia para o SRP, respectivamente.

Tabela 1. Resultados das distâncias (S_{W-net} em km), velocidades (V_{f-net} em mm/min) e taxas líquidas de retenção (U_{net} em g/m²/min) para o amônio (NH_4-N), nitrato (NO_3-N) e fósforo solúvel reativo (SRP) dos corpos receptores analisados por esse estudo. Valores positivos indicam retenção de nutrientes, enquanto valores negativos indicam produção de nutrientes. NC: não calculado.

Corpo receptor	Data	NH_4-N			NO_3-N			SRP		
		S_{W-net}	V_{f-net}	U_{net}	S_{W-net}	V_{f-net}	U_{net}	S_{W-net}	V_{f-net}	U_{net}
ETE A	Mar/19	2,34	2,99	45,81	2,81	2,49	9,57	1,36	5,13	4,41
	Jul/19	2,58	0,68	5,22	2,52	0,70	3,38	3,00	0,58	0,18
	Mar/20	1,49	2,11	14,03	2,44	1,29	7,35	1,13	2,78	1,58
	Dez/20	3,94	0,44	2,43	1,20	1,45	6,09	4,40	0,39	0,22
	Jun/21	-4,65	-0,37	-2,08	1,97	0,88	5,43	7,46	0,23	0,49
	Média	2,6±1,0	1,1±1,3	16±19	2,2±0,6	1,4±0,7	6,4±2,3	3,5±2,6	1,8±2,0	1,3±2
ETE B	Mar/19	7,37	1,85	14,92	7,01	1,94	10,74	NC	NC	NC
	Jul/19	5,47	4,07	43,93	13,63	1,63	5,05	2,18	10,20	1,17
	Mar/20	5,05	2,54	5,72	6,84	1,88	4,06	NC	NC	NC
	Dez/20	NC	NC	NC	7,50	1,16	0,78	NC	NC	NC
	Jun/21	5,34	1,57	9,34	4,17	2,01	1,53	NC	NC	NC
	Média	5,8±1,1	2,5±1,1	18±17	7,8±3,5	1,7±0,3	4,5±3,9	2,18	10,2	1,17

Embora cargas substanciais tenham sido transportadas já a montante das ETES, especialmente na ETE B, na maioria das vezes os rios receptores passaram a transportar cargas ainda maiores à jusante. Um aumento médio de 15 vezes nas cargas de NH_4-N foi observado na ETE A (18 ± 3 para 275 ± 194 kg/dia), enquanto que na ETE B os aumentos foram em média de quatro vezes (401 ± 280 para 1427 ± 860 kg/dia). Cargas de NO_3-N tiveram aumentos médios de duas vezes para as ETES A e B (119 ± 50 para 231 ± 149 e 448 ± 423 para 816 ± 91 kg/dia, respectivamente). As cargas de SRP à jusante foram reduzidas em duas vezes na ETE B (21 ± 19 a 10 ± 2 kg/dia), enquanto um aumento substancial foi detectado na ETE A (de 3 ± 3 para 29 ± 22 kg/dia).

Relações significativas foram encontradas entre a retenção de nutrientes e concentrações, cargas de nutrientes e variáveis físicas e químicas. A retenção do NO_3-N pareceu ser afetada negativamente pelo aumento das concentrações no efluente (i.e., lançada pela ETE) e pelas cargas de NH_4-N à jusante da ETE. Além disso, o aumento das concentrações de NO_3-N nos efluentes elevaram as U_{net} para este nutriente. Para o NH_4-N , a retenção aumentou com o aumento do pH à jusante em relação à montante (pH ratio: jusante/montante). Por fim, a retenção do SRP esteve positivamente relacionada com valores de ORP à montante das ETES. Neste caso, a regressão foi realizada com os dados agrupados (i.e., sem diferenciar as ETES, sem efeitos fixos) porque na ETE B somente uma coleta foi observada retenção de SRP (n=1).

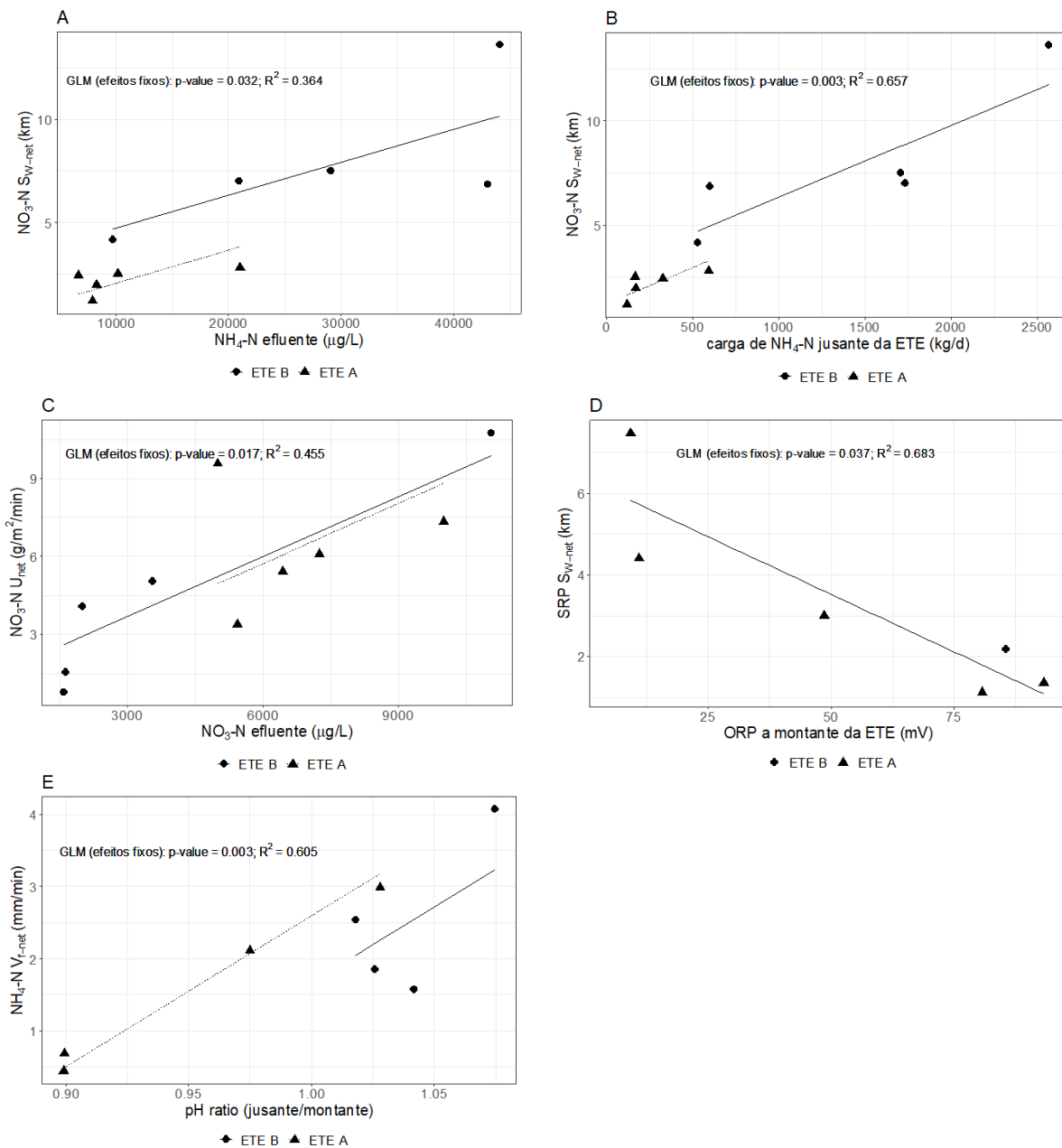


Figura 1. Relações significativas entre as métricas de retenção líquida ($S_{W\text{-net}}$, $V_{f\text{-net}}$ e U_{net}) para o $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ e SRP e concentrações e cargas de nutrientes, e variáveis físico químicas para os dois corpos receptores avaliados por esta pesquisa. Para cada caso, o modelo linear generalizado para cada efeito fixo (ETE), o coeficiente de determinação e o p-valor ($\alpha = 0.05$) são apresentados. Na Figura D, a regressão foi feita com os dados combinados de ambas as ETEs porque $n = 1$ na ETE B.

DISCUSSÕES

As ETEs são uma alternativa que deve ser sempre almejada antes do lançamento de esgotos. No entanto, dependendo da tecnologia empregada e de outros fatores, os rios receptores podem sofrer alterações hidrológicas e de qualidade da água em relação a parâmetros físicos, químicos e biológicos. Nossos resultados foram consistentes com pesquisas anteriores, indicando que os efluentes de ETEs não projetadas para a

remoção de nutrientes podem comprometer a qualidade da água do corpo receptor, por exemplo representando uma fonte significativa de N e P (e.g., Jarvie et al., 2006; Gibson & Meyer, 2007; Merseburger et al., 2011; Figueroa -Nieves et al., 2016; Barrenha et al., 2018; Acuña et al., 2019). Como a maioria dos estudos foi realizada em regiões temperadas, ainda são necessários mais estudos em ambientes tropicais.

Os efluentes foram capazes de alterar significativamente as concentrações a jusante das ETEs em comparação com valores a montante. Na ETE A, a forma predominante era o $\text{NO}_3\text{-N}$ à montante da ETE, porém após o lançamento, o $\text{NH}_4\text{-N}$ se tornou predominante em todas as coletas. A predominância do $\text{NH}_4\text{-N}$ já foi descrita como um risco à biota aquática especialmente devido ao caráter tóxico para peixes (Camargo e Alonso, 2006). No entanto, o corpo receptor da ETE A apresentou $S_{W\text{-net}}$ mais curtos que a ETE B. Além disso, observou-se uma diminuição das concentrações de SRP a jusante da ETE B. Esse fato pode ter sido o responsável pela elevada demanda apresentada pelo corpo receptor dessa ETE por SRP (i.e., $V_{f\text{-net}}$ na coleta em que foi observada retenção de nutrientes). Essas relações podem confirmar a primeira hipótese dessa pesquisa que previa diferentes respostas da retenção de nutrientes em função dos diferentes processos responsáveis pelo tratamento nas ETEs. Além disso, os efluentes das ETEs A e B também afetaram significativamente as cargas de nutrientes transportadas a jusante das ETEs, particularmente para $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$. Elevadas cargas de nutrientes já foram associadas com perda da capacidade autodepurativa (diminuição da demanda pela biota) e exportação de nutrientes em rios impactados (Weigelhofer et al., 2018).

Os valores de $S_{W\text{-net}}$ e $V_{f\text{-net}}$ para $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e SRP deste estudo foram comparáveis a rios menos retentivos em uma revisão de mais de 52 estudos de retenção de nutrientes (Ensign e Doyle, 2006). Os valores de U_{net} por outro lado, foram comparáveis a rios com elevada capacidade de retenção de nutrientes. Isso confirma a segunda hipótese deste estudo, de que ambos os rios estudados apresentariam reduzida eficiência de retenção e elevada exportação de nutrientes (i.e., baixas $V_{f\text{-net}}$ e elevadas $S_{W\text{-net}}$ respectivamente), ao passo que as taxas absolutas de retenção (U_{net}) seriam elevadas. Estudos já demonstraram que baixas eficiências estiveram associadas a elevadas cargas transportadas pelos rios, provavelmente em níveis muito acima das demandas biológicas (i.e., saturação de concentrações) (Merseburger et al., 2011; Figueroa-Nieves et al., 2016; Bernal et al., 2020), no entanto rios com essas características ainda são capazes de remover elevadas cargas de nutrientes, especialmente devido aos mecanismos que ocorrem nos compartimentos bentônicos (i.e., substrato) (Mulholland et al., 2002, Gücker & Push, 2006, Fellows et al., 2006).

Processos biogeoquímicos que não são considerados sumidouros de nutrientes de longo prazo, como nitrificação e adsorção, pareceram ser responsáveis pela retenção temporária de nutrientes nos cursos d'água estudados. As relações entre a redução da retenção do $\text{NO}_3\text{-N}$ e o aumento das concentrações e cargas de $\text{NH}_4\text{-N}$ sugere que o $\text{NH}_4\text{-N}$ desempenha um papel importante sobre a dinâmica de nutrientes nestes rios. Diversos estudos já demonstraram que o lançamento de elevadas cargas de $\text{NH}_4\text{-N}$ é um fator chave para a ocorrência da nitrificação em rios (Bernal et al., 2020). Além disso, o pH é um fator fundamental de controle da nitrificação porque bactérias nitrificantes são mais sensíveis às mudanças de pH. Considerando o elevado aporte de $\text{NH}_4\text{-N}$ aos corpos receptores e a relação entre a retenção do $\text{NH}_4\text{-N}$ com as mudanças no pH, a nitrificação pode ter sido predominante nos rios estudados. Da mesma forma, a relação entre a retenção do SRP e o ORP sugere que um mecanismo químico de retenção do SRP, como a adsorção, pode ser predominante no lugar de mecanismos biológicos, como observado em outros estudos (Reddy et al. 1999; Withers and Jarvie 2008).

CONCLUSÕES

Embora a construção de novas ETEs e a maior abrangência da cobertura de serviços de saneamento desempenhem um papel fundamental na melhoria da qualidade da água em território brasileiro, nossos resultados destacam a necessidade de investir em tratamento terciário eficiente de águas residuárias e na implementação de boas práticas de água urbana (por exemplo, regularização de ligações ilegais de esgoto, redução de cargas difusas de nutrientes). Os processos de tratamento utilizados nas duas ETEs estudadas foram relacionados com a presença de algumas formas de N e P remanescentes nos efluentes tratados e com os respectivos transporte e processamento desses nutrientes a jusante. Apesar das baixas eficiências de retenção de nutrientes nos cursos d'água à jusante das ETEs, o que pode sugerir sua saturação, provavelmente ocorreram processos biogeoquímicos (tanto nitrificação quanto adsorção) não associados à remoção permanente, mas somente à conversão, das formas dissolvidas de N e P. Os dados sugerem que uma abordagem integrada entre os aspectos concernentes às ETEs (projeto, operação, manutenção) e aos corpos

receptores (qualidade da água, transporte e processamento e nutrientes) pode ser vantajosa. Tal integração pode permitir o estabelecimento de cenários de autodepuração de nutrientes sob diferentes condições de tratamento de esgotos nas bacias hidrográficas e a otimização da operação de ETEs pela internalização de informações a respeito da capacidade assimilativa dos cursos d'água receptores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Acuña V, Casellas M, Font C, et al (2019) Nutrient attenuation dynamics in effluent dominated watercourses. *Water Res* 160:330–338. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.093>
2. APHA. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd ed., American Water Works Assn: Washington, DC, USA.
3. Aristi I. et al (2015). Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress? *Freshwater Biology* 60, 1398-1410.
4. Barrenha PII, Tanaka MO, Hanai FY, et al (2018) Multivariate analyses of the effect of an urban wastewater treatment plant on spatial and temporal variation of water quality and nutrient distribution of a tropical mid-order river. *Environ Monit Assess* 190:. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6386-4>
5. Bernal S, Drummond J, Castelar S, et al (2020) Wastewater treatment plant effluent inputs induce large biogeochemical changes during low flows in an intermittent stream but small changes in day-night patterns. *Sci Total Environ* 714:1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136733>
6. Camargo JA, Alonso Á (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ Int* 32:831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>
7. Dodds WK, Smith VH (2016) Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inl Waters* 6:155–164.
8. Ensign SH, Doyle MW (2006) Nutrient spiraling in streams and river networks. *J Geophys Res Biogeosciences* 111:1–13. <https://doi.org/10.1029/2005JG000114>
9. Fellows CS, Valett HM, Dahm CN, et al (2006) Coupling nutrient uptake and energy flow in headwater streams. *Ecosystems* 9:788–804. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-0005-5>
10. Figueroa-Nieves D, McDowell WH, Potter JD, Martínez G (2016) Limited uptake of nutrient input from sewage effluent in a tropical landscape. *Freshw Sci* 35:12–24. <https://doi.org/10.1086/684992>
11. Gibson CA, Meyer JL. (2007). Nutrient uptake in a large urban river. *Journal of the American Water Resources Association* 43, 576-587.
12. Gücker B, Brauns M, Pusch MT (2006) Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *J North Am Benthol Soc* 25:313–329
13. Jarvie HP, Neal C, Withers PJA (2006) Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Sci Total Environ* 360:246–253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.038>
14. Martí E. et al. (2004). Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Quality* 33, 285-293.
15. Merseburger G, Martí E, Sabater F, Ortiz JD (2011) Point-source effects on N and P uptake in a forested and an agricultural Mediterranean streams. *Sci Total Environ* 409:957–967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.014>

16. Mulholland PJ, Tank JL, Webster JR, et al (2002) Can uptake length in streams be determined by nutrient addition experiments? Results from an interbiome comparison study. *J North Am Benthol Soc* 21:544–560. <https://doi.org/10.2307/1468429>
17. Newbold JD. et al (1981). Measuring nutrient spiraling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38, 860-863.
18. Oliveira SMAC, Von Sperling M. (2005). Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - análise de desempenho. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 2010, 347-357.
19. Reddy KR, Kadlec RH, Flaig E, Gale PM (1999) Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 29:83–146. <https://doi.org/10.1080/10643389991259182>
20. SNIS. 2018. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. Brasília, 186p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018>>. Acesso: janeiro/2020.
21. Solórzano L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by phenol hypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14, 799-801.
22. Stream Solute Workshop (1990). Concepts and Methods for Assessing Solute Dynamics in Stream Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 9, 95-119.
23. UNFPA (2019) The State of World Population 2019. https://www.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/UNFPA_PUB_2019_EN_State_of_World_Population.pdf.
24. Von Sperling M. (2016). Urban wastewater treatment in Brazil. Technical Note IDB-TN-970, Inter-American Development Bank. Disponível em: <<https://publications.iadb.org/publications/english/document/Urban-Wastewater-Treatment-in-Brazil.pdf>>. Acesso: fevereiro/2023.
25. Weigelhofer G, Ramião JP, Puritscher A, Hein T (2018) How do chronic nutrient loading and the duration of nutrient pulses affect nutrient uptake in headwater streams? *Biogeochemistry* 141:249–263. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0518-y>
26. Withers PJA, Jarvie HP (2008) Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Sci Total Environ* 400:379–395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.002>