

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
ENGENHARIA AMBIENTAL

LEONARDO CARVALHO MACHADO

**VAZÕES E CARGAS ESPECÍFICAS DE NUTRIENTES E SÓLIDOS EM
RIACHOS EM ÁREAS DE CERRADO, LOCALIZADOS NOS MUNICÍPIOS
DE SÃO CARLOS/SP E BROTAS/SP: COMPARAÇÃO ENTRE
AMBIENTES IMPACTADOS E PRESERVADOS**

São Carlos (SP)
2018

LEONARDO CARVALHO MACHADO

**VAZÕES E CARGAS ESPECÍFICAS DE NUTRIENTES E SÓLIDOS EM
RIACHOS EM ÁREAS DE CERRADO, LOCALIZADOS NOS MUNICÍPIOS
DE SÃO CARLOS/SP E BROTAZ/SP: COMPARAÇÃO ENTRE
AMBIENTES IMPACTADOS E PRESERVADOS**

Monografia apresentada ao Curso de
Graduação em Engenharia Ambiental da
Escola de Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo.

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini
Fernandes Cunha

São Carlos (SP)

2018

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

M149v Machado, Leonardo Carvalho
 Vazões e cargas específicas de nutrientes e sólidos
 em riachos do cerrado (São Carlos, SP): comparação
 entre ambientes impactados e de referência / Leonardo
 Carvalho Machado; orientador Davi Gasparini Fernandes
 Cunha. São Carlos, 2018.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2018.

1. Qualidade da água. 2. Vazão específica. 3. Carga
específica. 4. Ambiente impactado. 5. Ambiente
preservado. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): **Leonardo Carvalho Machado**

Data da Defesa: 15/06/2018

Comissão Julgadora:

Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha (Orientador(a))

Dra. Flavia Bottino

MSc. Fellipe Henrique Martins Moutinho

Resultado:

APROVADO

aprovado

aprovado



Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

À minha família.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais que sempre me aconselharam e me motivaram durante todas as etapas da minha vida.

Aos meus irmãos que sempre foram uma fonte de inspiração.

Ao Professor Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha e ao doutorando Wesley Aparecido Saltarelli, pela orientação deste trabalho e prontidão nos momentos de dúvidas.

À USP, pela oportunidade do estudo e aos seus funcionários e professores com os quais meu caminho cruzou durante os anos de graduação.

A todos e todas que, de alguma forma, fizeram parte da construção deste trabalho que simboliza a minha formação como Engenheiro.

A todos estes, minha sincera gratidão.

RESUMO

MACHADO, L. C. Vazões e cargas específicas de nutrientes e sólidos em riachos em áreas de Cerrado, localizados nos municípios de São Carlos/SP e Brotas/SP: comparação entre ambientes impactados e preservados. 2018. MONOGRAFIA - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

Para garantir os usos múltiplos da água, os corpos de água além de apresentarem disponibilidade hídrica compatível aos seus usos, devem cumprir as exigências mínimas de qualidade. O enquadramento dos recursos aquáticos é realizado através da análise de diversas variáveis de qualidade da água. Essa pesquisa dedicou-se ao estudo das vazões e cargas específicas em riachos localizados em áreas de Cerrado, bioma que tem sofrido grande impacto no Brasil, particularmente pela expansão agropecuária e urbana. Tendo em vista a deficiência de base de dados quantitativos de vazão e cargas específicas dos riachos, fez-se necessária a comparação entre ambientes impactados e de referência, para a compreensão da extensão dos danos em corpos d'água impactados. Para isso, foram estudados cinco riachos em ambientes subtropicais (São Carlos e Brotas, SP, Brasil) e determinadas variáveis de qualidade da água e hidrológicas. As amostragens foram realizadas entre o período de outubro de 2015 e agosto de 2016, com intervalos de dois meses entre as coletas.

Os riachos apresentaram vazões, velocidades média e vazões específicas inferiores a 100 L.s^{-1} , $0,27 \text{ m.s}^{-1}$ e $15 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$, respectivamente. As concentrações médias de nitrogênio, fósforo e sólidos totais variaram entre $0,8 - 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$, $9,4 - 42,4 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ e $1,1 - 7,2 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. A amplitude média das cargas específicas foram de 0,3 a 1,3 $\text{kg}.\text{km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de nitrogênio total, 6,1 a 27,2 $\text{g}.\text{km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de fósforo total e 0,7 a 4,4 $\text{kg}.\text{km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ sólidos suspensos totais. Percentualmente, as variáveis vazão, vazão específica, carga específica de nitrogênio, fósforo e sólidos em áreas impactadas apresentaram valores 334%, 181%, 205%, 181% e 300% acima dos encontrados em áreas preservadas. Espera-se que os dados apresentados neste estudo contribuam como base de referência para avaliação da qualidade de rios em pesquisas futuras.

Palavras-chave: aspectos qualitativos e quantitativos da água, carga específica, ambiente aquático antropizado, ambientes aquático preservado.

ABSTRACT

MACHADO, L. C. Specific nutrient and solid loads and loads in streams in Cerrado areas, located in the municipalities of São Carlos / SP and Brotas / SP: comparison between impacted and preserved environments. 2018. MONOGRAFIA - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

In order to guarantee the multiple uses of water, water bodies besides having water availability compatible with their uses, must meet the minimum quality requirements. The framing of aquatic resources is performed through the analysis of several water quality variables. This research was dedicated to the study of specific flows and loads in streams located in areas of Cerrado, a biome that has had a great impact in Brazil, particularly for the agricultural and urban expansion. Considering the deficiency of a quantitative flow database and specific loads of the streams, it was necessary to compare impacted and reference environments, in order to understand the extent of damage in impacted bodies of water. For this, five streams in subtropical environments (São Carlos and Brotas, SP, Brazil) and certain water quality and hydrological variables were studied. The samplings were carried out between October 2015 and August 2016, with intervals of two months between collections.

The streams had flow rates, average velocities and specific flows of less than 100 L.s-1, 0.27 m.s-1 and 15 L.s-1.km-2, respectively. The mean concentrations of nitrogen, phosphorus and total solids ranged from 0.8 - 1.3 mg.L-1, 9.4 - 42.4 µg.L-1 and 1.1 - 7.2 mg.L-1, respectively. The mean amplitude of the specific loads were 0.3 to 1.3 kg.km-2.day-1 of total nitrogen, 6.1 to 27.2 g.km-2.day-1 of total phosphorus and 0, 7 to 4.4 kg.km-2.day-1 total suspended solids. As a percentage, the variables flow, specific flow, specific load of nitrogen, phosphorus and solids in impacted areas presented values 334%, 181%, 205%, 181% and 300% above those found in preserved areas. It is hoped that the data presented in this study will contribute as a reference base for the evaluation of river quality in future research.

Key words: qualitative and quantitative aspects of water, specific load, anthropic aquatic environment, aquatic environments preserved.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Percentual de retirada (média anual) para os usos múltiplos de água no Brasil em 2016	21
Figura 2. Ciclo do nitrogênio	27
Figura 3. Ciclo do fósforo	28
Figura 4. Fontes de sólidos suspensos totais (SST)	30
Figura 5. Influência do desflorestamento no transporte de sedimentos para os rios	30
Figura 6. Influência da urbanização no transporte de sedimentos para os rios	31
Figura 7. Riachos em estudo, Espraiado (A), BROA (B), Canchim (C), USP Campus (D) e Santa Maria (E)	38

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Principais fontes de cargas difusas	23
Quadro 2. Classificação dos corpos de água doce - águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 %.....	24
Quadro 3. Principais impactos gerados pela atividade antrópica e suas respectivas consequências para os ecossistemas aquáticos	31
Quadro 4. Fatores impactam negativamente a disponibilidade hídrica dos rios	34
Quadro 5. Variáveis abióticas determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Padrões de qualidade para cada Classe de corpos de água doce em ambientes lóticos.	25
Tabela 2 Percentuais de cobertura vegetal nativa original e de 2003 no município de São Carlos	37
Tabela 3. Caracterização geral das estações de coleta nos riachos e suas respectivas coordenadas geográficas.....	39
Tabela 4. Datas de coleta das amostras	39
Tabela 5. Medições in situ, com sonda multiparâmetros, de temperatura, pH e condutividade elétrica, entre os meses de outubro de 2015 a agosto de 2016	49

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS.....	19
2.1 Objetivo Principal	19
2.2 Objetivos Específicos	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1 Usos múltiplos da água: aspectos quantitativos e qualitativos	20
3.2 Qualidade da água em rios	22
3.2.1 Enquadramento dos corpos d'água em classes.....	23
3.2.2 Parâmetros de Qualidade da água	26
3.3 Uso do solo e sua influência sobre a qualidade da água	31
3.4 Influência do uso e ocupação do solo sobre quantidade da água.....	34
3.5 Conceito de vazão específica e carga específica	35
4. MATERIAIS E MÉTODOS	37
4.1 Área de estudo e caracterização dos riachos	37
4.2 Variáveis Hidrológicas	41
4.3 Variáveis da água	42
4.4 Cargas específicas	43
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1 Variáveis hidrológicas.....	44
5.1.1 Vazão.....	44
5.1.2 Velocidade média.....	45
5.1.3 Vazões Específicas	47
5.2 Variáveis da água	48
5.2.1 Medições de multiparâmetros <i>in situ</i>	48
5.2.2 Nutrientes.....	50
5.2.3 Sólidos Suspensos Totais	52
5.2.4 Cargas Específicas	53
6. CONCLUSÕES	57
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade hídrica no Brasil é privilegiada, tanto em relação às águas superficiais quanto as reversas de águas subterrâneas, possuindo 12% da disponibilidade mundial dos recursos hídricos (MMA, 2005). Porém devido as grandes dimensões do país e seus diversos climas e relevos, a distribuição dos recursos hídricos ocorre de forma desigual. Na bacia hidrográfica Amazônica concentram-se 74% dos recursos hídricos superficiais, provendo uma vazão média de 132 mil $m^3.s^{-1}$, enquanto que na região hidrográfica Paraná esta média é de 11 mil m^3/s (GEO BRASIL, 2007). Apesar da grande oferta de água no país, o crescimento populacional e econômico exercem amplas pressões sobre os recursos hídricos, aumentando a demanda dos usos da água (MARENKO, 2008).

A Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (Lei das águas), da Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelece como prioridade o uso da água para abastecimento, e determina que o uso para as demais destinações seja realizado de modo racional respeitando a vazão mínima de manutenção do corpo d'água. A qualidade das águas dos rios e seus usos são classificados por cada estado. Atualmente as atividades agrícolas, industriais e o abastecimento das cidades são maiores consumidores de água (TUNDISI, 2005), e estão ultrapassando o uso sustentável em diversas regiões. Somados a isso, a ineficaz distribuição de água e controle de resíduos despejados nos rios ameaçam a perenidade e a qualidade desse recurso em determinadas dessas regiões (BARROS; AMIN, 2007).

Os despejos de nutrientes e sólidos nos rios são advindos, majoritariamente, de atividades agrícolas, industriais e de esgoto doméstico. Portanto, além dessas atividades consumirem água em quantidades abundantes são as principais causadoras da redução da qualidade dos recursos hídricos. Para quantificar os impactos do uso e ocupação do solo nos corpos d'água, pode realizar-se uma análise sobre os atributos hídricos: carga específica, vazão específica, cargas de nutrientes e sólidos (VANZELA; HERNANDEZ; FRANCO, 2010).

Essa pesquisa dedicou-se ao estudo das vazões e cargas específicas dos rios localizados no Cerrado, bioma que tem sofrido grande impacto no Brasil,

particularmente pela expansão agropecuária e urbana. Considerando a deficiência de base de dados quantitativos de vazão e cargas específicas dos rios, comparou-se ambientes impactados e de referência, determinando a extensão do impacto em áreas impactadas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Principal

O objetivo da presente pesquisa foi determinar as vazões e cargas específicas de nutrientes e sólidos em três riachos preservados e dois impactados, localizados no Cerrado (SP) como subsídio para o gerenciamento e manejo integrado desses sistemas aquáticos.

2.2 Objetivos Específicos

- i. Avaliar a variação sazonal das vazões e cargas específicas de nitrogênio, fósforo sólidos suspensos totais em períodos secos e chuvosos;
- ii. Comparar as vazões e cargas específicas de nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos totais entre riachos preservados e impactados por atividades antrópicas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Usos múltiplos da água: aspectos quantitativos e qualitativos

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), criada pela lei 9.433 de 1997, priorizou em um de seus fundamentos que a gestão desses recursos deve proporcionar o uso múltiplo das águas, a fim de garantir às presentes e futuras gerações a sua disponibilidade, com quantidade e qualidade adequada, aos seus respectivos usos. Um dos instrumentos criados pela PNRH foi a outorga de direito de uso de recursos hídricos, que visa assegurar o controle quali-quantitativo dos usos e os direitos de acesso. De acordo com o inciso IV, do art. 4º da Lei Federal nº 9.984 cabe à Agência Nacional de Águas (ANA) a outorga do direito de uso de corpos de água de domínio da União.

Segundo Von Sperling (2005), há uma relação direta entre a qualidade da água e seu uso, para usos mais nobres (e.g. abastecimento doméstico, industrial, irrigação e dessedentação de animais) a qualidade da água deve atender a critérios mais rígidos e passar por um tratamento prévio. Entretanto, para usos menos nobres não existe nenhum requisito específico em termos de qualidade, por exemplo, para a diluição de despejos domésticos e industriais. Em vários casos os corpos d'água devem satisfazer simultaneamente diversos critérios de qualidade, pois apresentam diferentes finalidades, como no caso de represas que têm como objetivos previstos o abastecimento de água, geração de energia, recreação e irrigação.

De acordo com Coimbra (1991) o monitoramento quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos é uma ferramenta importante para a avaliação da oferta hídrica, para redução de impactos ambientais e aproveitamento racional dos usos múltiplos dos corpos d'água.

Conforme Setti et al. (2001), a gestão integrada dos recursos hídricos (GIRH) se faz necessária para estudar questões envolvidas com a escassez relativa dos recursos hídricos, com o intuito de otimizar os usos dos corpos d'água da forma mais adequada.

Segundo Aguiar Junior (2011), a primeira preocupação da GIRH é de sanar as exigências qualitativa, quantitativa e de distribuição dos recursos visando atender a

sociedade, o crescimento econômico e ao mesmo tempo respeitando os princípios de conservação e de preservação ambiental. E posteriormente, o objetivo da gestão torna-se assegurar a estabilidade e melhoria da qualidade da água em longo prazo. Em complemento Santos (2004) diz que, a aplicação e a implementação do conceito de GIRH, por envolver muitas variáveis, está associada com o conceito de planejamento.

O rápido processo de expansão urbana e, consequentemente, o aumento da demanda da água, a deterioração da qualidade e aplicação da água entre usos múltiplos (Figura 1), são os responsáveis pelos problemas da escassez e distribuição de água, onde estes devem ser considerados fatores essenciais na construção do planejamento dos recursos hídricos. Portanto, como a escassez está diretamente associada ao tipo de uso da água, sua disponibilidade e sua demanda, existem duas formas de escassez a quantitativa, onde a disponibilidade é menor que a demanda, ou qualitativa, onde a qualidade da água não é compatível ao uso destinado (MONSALVE HERRERA, 2013).

Figura 1. Percentual de retirada (média anual) para os usos múltiplos de água no Brasil em 2016



Fonte: (BRASIL, 2017).

3.2 Qualidade da água em rios

A qualidade das águas de riachos pode ser medida por indicadores escolhidos dentre suas características físicas, químicas e biológicas, e que correlacionam com as alterações de origem natural ou antrópica ocorridas. Como cada corpo d'água tem suas próprias propriedades, não é possível estabelecer uma única variável como indicador padrão para todos os sistemas hídricos. Sendo assim, a escolha dos indicadores de qualidade dos rios é feita através da análise de amostras, estabelecendo um padrão de comparação que refletem as alterações, sobretudo das intervenções humanas, como o uso urbano, agrícola e industrial (COUILLARD, D. ; LEFEBVRE, 1985).

Diferentes fatores podem influenciar na qualidade da água, a atividade antrópica é uma das principais causas de poluição das águas superficiais. As fontes de poluição existem de duas formas, as fontes pontuais e fontes difusas. As fontes pontuais são lançamentos de poluentes de localização específica, onde torna-se simples a quantificação da vazão e concentração de poluentes. O que não acontece no caso das fontes difusas, que são poluentes vindos de origem dispersas (MENDIONDO; TUCCI, 1997).

Lançamentos de efluentes domésticos e industriais, fontes pontuais, contribuem para a queda de oxigênio na água e o aumento de sólidos, nutrientes e organismos patogênicos. Para ambas as fontes de poluição deve ser considerada a capacidade dos corpos d'água de diluir os contaminantes na avaliação de poluentes (MONSALVE HERRERA, 2013). Mansor (2006) realizou um estudo na bacia hidrográfica do Rio Jaguari, analisando o papel das contribuições difusas advindas de áreas rurais na concentração de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) no rio, através dos dados oficiais de vazão e concentração de nutrientes do Rio Jaguari. Neste estudo verificou-se que grande parte das cargas anuais de NT e PT foram transportadas pelo rio durante o período chuvoso e que sua origem era de fonte difusa. Estudos realizados nos Estados Unidos (CARPENTER et al., 1998) e na Europa (MACLEOD; HAYGARTH, 2003) mostram que de 82 a 84% e de 29 a 60%, respectivamente, dos descartes de NT e PT nas águas superficiais, provêm de fontes difusas. No Brasil, os efluentes domésticos e industriais pontuais possuem suas características conhecidas, entretanto

há falta de dados quantitativos dos efluentes provenientes de fontes difusas, o que impossibilita a estimativa de sua contribuição na concentração de nutrientes nos corpos d'água (MANSOR et al., 2006).

De acordo com a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (2003), as principais fontes de cargas difusas podem ser resumidas segundo a Tabela 1.

Quadro 1. Principais fontes de cargas difusas

Áreas rurais	Áreas urbanas
<ul style="list-style-type: none"> - Atividades agrícolas: as cargas dependem do tipo de cultura, da fase em que se encontra o ciclo de produção – preparação do terreno, semeadura, desenvolvimento das plantas, colheita, etc. –, e do uso de fertilizantes e defensivos; o aporte de cargas aos cursos de água está fundamentalmente associado à ocorrência de eventos de chuva; 	<ul style="list-style-type: none"> - Esgotos domésticos: afluem aos corpos de água por meio de lançamentos diretos, descargas permanentes ou acidentais do sistema de coleta e interceptação, ligações clandestinas no sistema de águas pluviais – de todo um domicílio ou parte dele, como instalações sanitárias externas, áreas de lavanderia ou cozinhas –, efluentes de fossas sépticas não ligados a sumidouros ou em áreas cujos solos têm baixa capacidade de absorção, etc.;
<ul style="list-style-type: none"> - Atividades pecuárias: as cargas dependem do tipo de criação e das técnicas utilizadas; 	<ul style="list-style-type: none"> - Efluentes líquidos de estabelecimentos comerciais e de serviço e pequenas indústrias lançados diretamente ou através dos sistemas de drenagem; dão origem a cargas orgânicas, metais, óleos e graxas, solventes, entre outros;
<ul style="list-style-type: none"> - Áreas naturais pouco alteradas como matas, capoeiras, campo: produzem cargas devido a decomposição de matéria orgânica vegetal carreada aos cursos de água através do escoamento superficial. 	<ul style="list-style-type: none"> - Outros são oriundos de resíduos sólidos lançados diretos aos cursos d'água; movimentação de veículos, lavagem de superfícies, como quintais, jardins calçadas, ruas entre outras; erosão de áreas com solo nu, ou durante trabalhos de terraplanagem; e lavagem de materiais de construção (areia, cimento, cal, etc.) em obras públicas ou construções particulares.

Fonte:(SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2003).

3.2.1 Enquadramento dos corpos d'água em classes

Em 2005, foi criada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a Resolução de nº357, que estabelece a classificação dos corpos de água, além de regulamentar as condições e padrões para o lançamento de efluentes. Revogada pela Resolução nº430/2011. Essa legislação é uma importante ferramenta para a garantia de manejo e preservação dos corpos d'água.

No Brasil, existem instrumentos legais em que se referem termos de qualidade da água, reunidas a continuação:

- I. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências;
- II. Resolução CONAMA nº 247 de 29 de novembro de 2000: define parâmetros para a balneabilidade;
- III. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017: dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

De acordo com a Resolução nº 357 do CONAMA o padrão de qualidade da água são os valores limitantes adotados como requisitos normativos dos parâmetros de qualidade da água ou efluente.

As diferentes classes de qualidade da água (Quadro 2) consideram um conjunto de padrões de qualidade de água essenciais aos usos atuais e futuros do corpo d'água.

Quadro 2. Classificação dos corpos de água doce - águas com salinidade igual ou inferior a 0,5‰

Classe	<ul style="list-style-type: none"> • Usos dos corpos d'água
Especial	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, com desinfecção • Conservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas • Conservação dos ambientes aquáticos em unidades de preservação de proteção integral
I	<ul style="list-style-type: none"> • Proteção das comunidades aquáticas • Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000 • Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película • Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas, com desinfecção
II	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional • Proteção das comunidades aquáticas • Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000 • Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto

	<ul style="list-style-type: none"> • Aquicultura e à atividade de pesca
III	<ul style="list-style-type: none"> • Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado
	<ul style="list-style-type: none"> • Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras
	<ul style="list-style-type: none"> • Pesca amadora
	<ul style="list-style-type: none"> • Recreação de contato secundário
	<ul style="list-style-type: none"> • Dessedentação de animais
IV	<ul style="list-style-type: none"> • Navegação
	<ul style="list-style-type: none"> • Harmonia paisagística

Fonte: (RESOLUÇÃO CONAMA nº 357, 2005).

O enquadramento dos corpos d'água em classes através da análise dos seus padrões de qualidade (Tabela 1) destinam-se ao controle da emissão de poluentes no meio ambiente, delimitando as concentrações que permitam a manutenção da vida aquática.

Tabela 1. Padrões de qualidade para cada Classe de corpos de água doce em ambientes lóticos.

Parâmetro	Unidade	Classe do Corpo d'água			
		1	2	3	4
Cor	mg Pt/L	≤ 30	≤ 75	≤ 75	-
Turbidez	UNT	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
pH		6.0 a 9.0	6.0 a 9.0	6.0 a 9.0	6.0 a 9.0
DBO5	mg.L ⁻¹	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
Fósforo Total	mgP.L ⁻¹	≤ 0.1	≤ 0.1	≤ 0.15	-
Nitrato	mgN.L ⁻¹	10.0	10.0	10.0	-
Nitrito	mgN.L ⁻¹	1.0	1.0	1.0	-
	mgN.L ⁻¹	3.7 para pH ≤ 7.5	3.7 para pH ≤ 7.5	13.3 para pH ≤ 7.5	-
		2.0 para 7.5 < pH ≤ 8.0	2.0 para 7.5 < pH ≤ 8.0	5.6 para 7.5 < pH ≤ 8.0	-
Nitrogênio Amoniacal Total		1.0 para 8.0 < pH ≤ 8.5	1.0 para 8.0 < pH ≤ 8.5	2.2 para 8.0 < pH ≤ 8.5	-
		0.5 para pH > 8.5	0.5 para pH > 8.5	1.0 para pH > 8.5	-
Sólidos Dissolvidos Totais	mg.L ⁻¹	≤ 500	≤ 500	≤ 500	-

Fonte: (RESOLUÇÃO CONAMA nº 357, 2005).

A importância em enquadrar os recursos hídricos nos padrões adequados ao seu uso é de que, os parâmetros de qualidade da água refletem as condições dos

corpos hídricos em função da ocupação humana e das atividades praticadas na bacia (ANA, 2015). De acordo com VILLENEUVE et al. (2015), a caracterização do nível de degradação dos corpos d'água e a análise das concentrações de parâmetros como nutrientes e sólidos suspensos, são de grande importância na associação entre o uso e ocupação do solo em relação as pressões que estes exercem nos rios adjacentes.

3.2.2 Parâmetros de Qualidade da água

Nutrientes e Sólidos

A contribuição de nutrientes e sólidos para os riachos podem ocorrer de forma natural ou antrópica, e quando as concentrações destas contribuições ultrapassam a capacidade de autodepuração desses riachos pode ocorrer o acúmulo de sólidos, substâncias orgânicas e inorgânicas, como nitrogênio e fósforo na água, impactando na qualidade da água (MONSALVE HERRERA, 2013).

A magnitude do impacto causado pelos nutrientes nos riachos depende da sua concentração e dos mecanismos de retenção da bacia (NIJBOER; VERDONSCHOT, 2004). De acordo com Preston et al. (2003) observa-se frequentemente uma relação entre urbanização e deterioração da qualidade dos recursos hídricos.

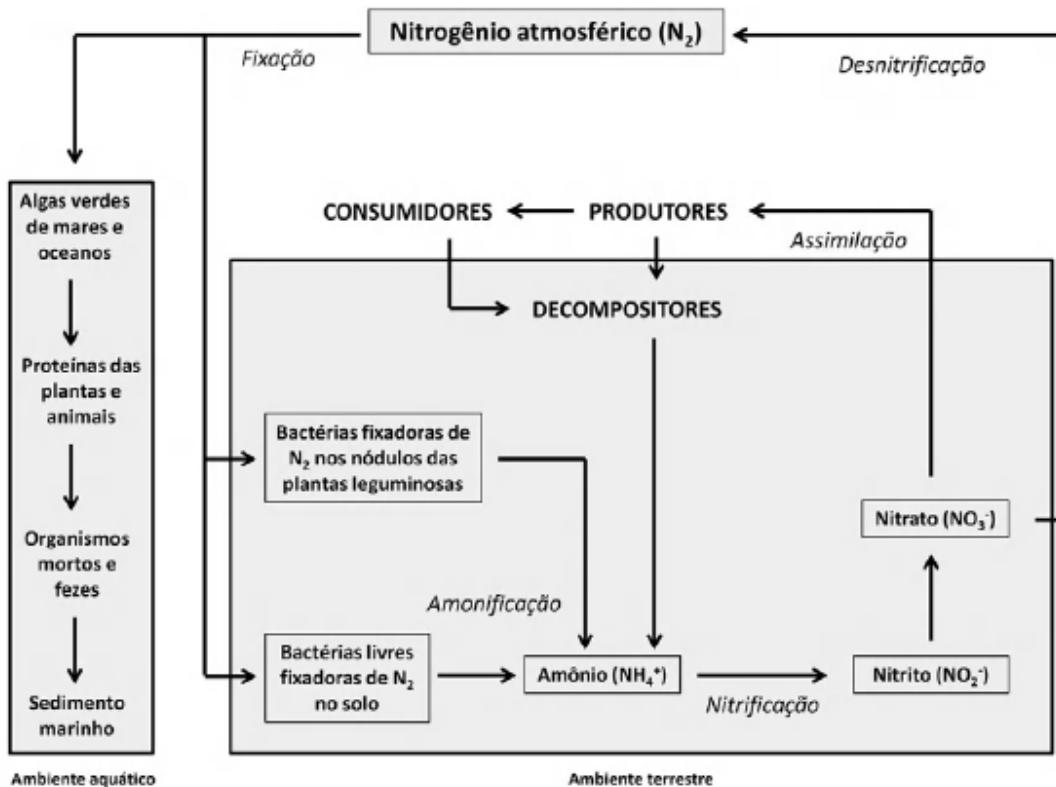
Nitrogênio

Dentro do ecossistema aquático o nitrogênio exerce uma função de destaque, tendo grande importância nas reações biológicas. Além disso, está relacionado aos ciclos de produção de energia, constituição das moléculas, de proteínas, ácidos nucléicos, vitaminas, enzimas e hormônios, elementos vitais aos seres vivos (BRAGA et al., 2005).

Durante o metabolismo biológico o nitrogênio é transformado em um elemento que é muito utilizado como indicador de poluição recente, o nitrogênio amoniacal. A decomposição aeróbia do nitrogênio amoniacal converte ele em nitrito e posteriormente em nitrato, que é um dos indicadores de qualidade mais comuns para a análise de qualidade da água (VESILIND; MORGAN, 2013).

As transformações do nitrogênio atmosférico em nitrito e nitrato e a lixiviação do nitrato tendo como destinação os corpos d'água estão descritos de forma simplificada na Figura 2.

Figura 2. Ciclo do nitrogênio



Fonte: Calijuri e Cunha (2013).

O excesso de nitrato pode provocar desequilíbrio do ecossistema aquático além de problemas relacionados a saúde pública, quando os íons de nitrato em altas concentrações podem causar a síndrome do bebê azul em recém-nascidos. E em adultos pode estar associado a alguns tipos de câncer, como o de estômago e de mama em mulheres (WHO, 2006).

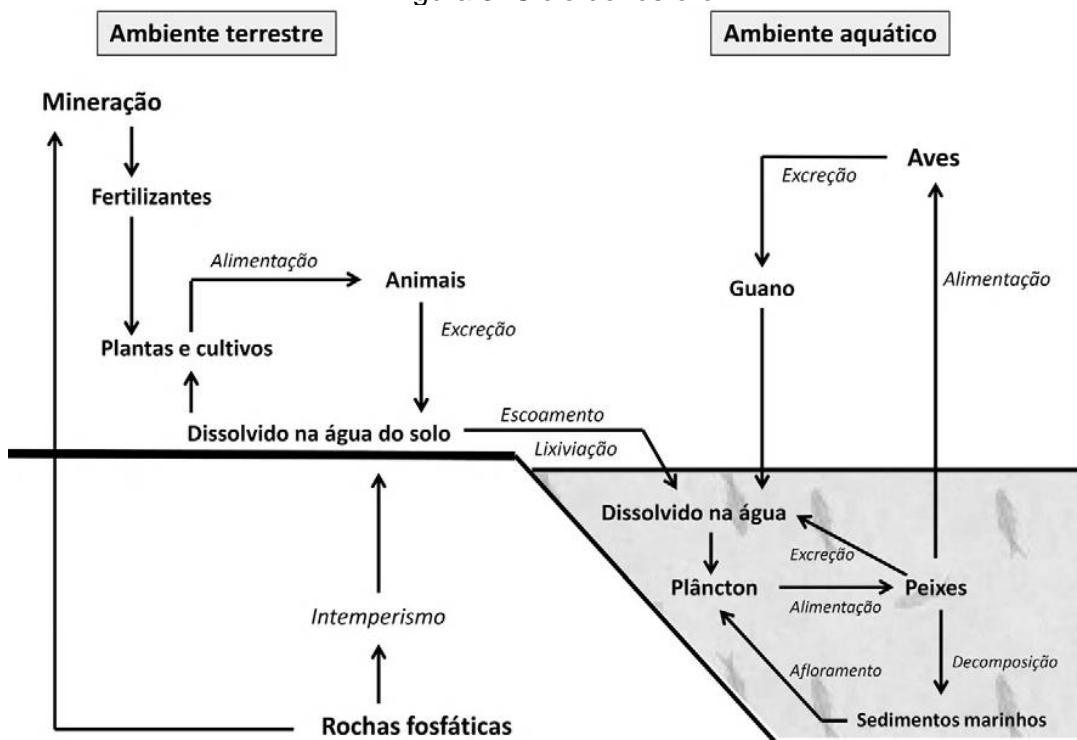
A origem do nitrogênio, em forma de nitrato, nos rios e riachos são principalmente da lixiviação de áreas de produção agrícola que utilizam-se de fertilizantes, esgoto doméstico e industrial (NIJBOER; VERDONSCHOT, 2004; BAIRD; CANN, 2011). Ressaltando que na maioria dos solos tropicais há o uso desnecessário

de fertilizantes, contribuindo diretamente com as altas concentrações de nitrogênio nos corpos d'água (MITCHELL et al., 2009).

Fósforo

O fósforo pode ser originado pelo intemperismo de rochas fosfatadas, erosão do solo e como produto de ações antrópicas. Atingindo os corpos d'água por lixiviação pela ação da água da chuva, sendo que grande parte do fósforo lixiviado acaba sedimentando no fundo dos rios e parte dele é assimilado pelos organismos aquáticos (DAVIS; MASTEN, 2004). O ciclo do fósforo ocorre em sua maior parte no sentido do solo para a água, assim como esquematizado na Figura 3.

Figura 3. Ciclo do fósforo



Fonte: Calijuri e Cunha (2013).

O fósforo pode atuar como fator limitante da produção primária de rios (ESCHRIQUE, 2011) e é um nutriente indispensável no metabolismo de plantas e de animais, tendo grande importância na parte energética compondo os nucleotídeos ADP e ATP, que permitem às células armazenarem energia (SCHLESINGER, 1991).

A forma mais comum de fósforo encontrado nos corpos d'água é o fosfato (APHA, 1995), que está disponível no ambiente em fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido e ortofosfato, sendo a última forma considerada mais relevante pela sua fácil assimilação pelos vegetais aquáticos (ARANTES, 2012).

Experimentos realizados por Daniel et al. (1994) e Schick et al. (2000) apontam que o transporte de sedimentos pelo escoamento superficial da água da chuva está diretamente relacionado com as concentrações de fósforo encontrados nos rios.

Pote et al.(1996), observaram que o aumento das concentrações de fósforo nos rios trazidos pelas enxurradas está diretamente ligado com as crescentes doses de fósforo usado no solo.

Sólidos

Sólidos suspensos totais (SST) presentes nos rios são a parcela do solo que foi desagregada e transportada pela ação das chuvas, transportando consigo matéria orgânica, nutrientes, sementes, agrotóxicos e argila. As fontes de SST podem ser de ordem natural ou antrópica, onde a natural está diretamente relacionada à predisposição do meio físico as degradações ambientais, o que determina a quantidade e o tipo de sólido presente nos rios. Enquanto que as fontes de ordem antrópica, estão relacionadas principalmente à urbanização, industrialização e a agropecuária (Figura 4) (GONÇALVES, 2001).

O escoamento superficial, que tem seus picos nos grandes eventos pluviométricos, transporta cerca de 70 a 90% dos sólidos, portanto é o principal agente transportador. E por isso a concentração de SST varia de acordo com a sazonalidade e intensidade das chuvas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1995; MORGAN, 2005; CARVALHO, 2008; CARRERAS et al., 2010).

Figura 4. Fontes de sólidos suspensos totais (SST)

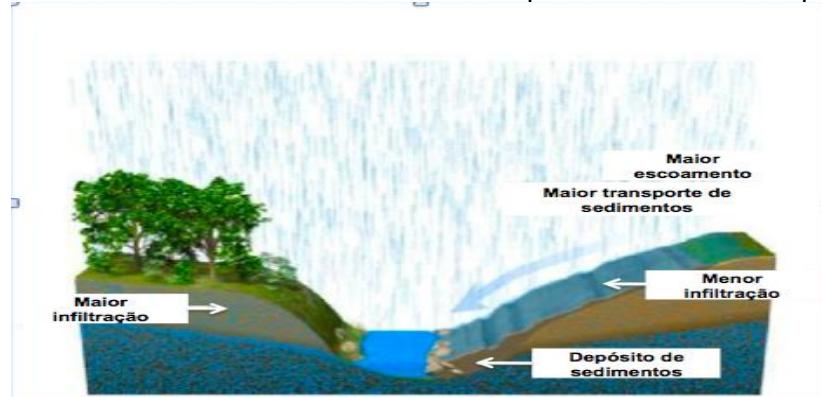


Fonte : Modificada de Dobson e Beck (1999).

A concentração de sólidos transportados pelo escoamento superficial nos corpos d'água depende de uma série de fatores como, o volume de precipitação e frequência numa determinada bacia, cobertura vegetal, tipo de solo e de rocha e por fim o tipo de uso e ocupação do solo (LELI; STEVAUX; NÓBREGA, 2010).

A expansão das atividades antrópicas aumentam os processos erosivos das bacias, através da remoção de mata ciliar (Figura 5) e substituição de vegetação nativa por culturas agrícolas, eliminando assim as áreas de amortecimento (BARROS, 2012).

Figura 5. Influência do desflorestamento no transporte de sedimentos para os rios

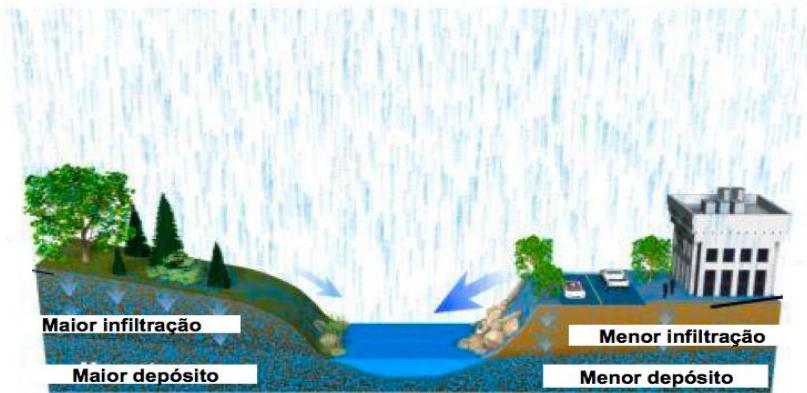


Fonte: Gondor et al. (2014).

Os processos erosivos das bacias também ocorrem por causa da expansão urbana (Figura 6), que impermeabiliza o solo aumentando o escoamento superficial,

contribuindo para a erosão marginal e acúmulo de sedimentos no fundo dos rios (BARROS, 2012).

Figura 6. Influência da urbanização no transporte de sedimentos para os rios



Fonte: Gondor et al. (2014).

3.3 Uso do solo e sua influência sobre a qualidade da água

O aumento da atividade antrópica está diretamente relacionado com mudanças significativas ao meio ambiente comprometendo a qualidade dos recursos hídricos e da biodiversidade aquática (Tabela 4) (ROCHA; LOUGON; GARCIA, 2009). Atualmente grandes áreas em diversas regiões estão sendo ocupadas por indústrias e por agricultura intensiva que se utiliza de grande quantidade de fertilizantes. O que tem causado poluição dos ecossistemas aquáticos pelo aporte de SST e de nutrientes a esses corpos d'água, impactando no assoreamento dos rios, desequilíbrio e perda da biodiversidade, que por sua vez influencia na dinâmica da retenção de nutrientes, na produtividade dos invertebrados e no funcionamento geral do ecossistema (WOODWARD et al., 2012).

Quadro 3. Principais impactos gerados pela atividade antrópica e suas respectivas consequências para os ecossistemas aquáticos

Tensor	Impacto	Consequência
Efluentes Domésticos e Resíduos Sólidos de fontes orgânicas e inorgânicas resultantes de atividades agrícolas, industriais e/ou de resíduos domésticos	Paisagem Coluna de água Biota Comunidade local	Perda da qualidade da água para usos múltiplos, contaminação dos corpos hídricos e biota, perda de potencial turístico e pesca, impacto socioeconômico, proliferação de vetores patogênicos.

Remoção da Cobertura Vegetal	Paisagem Solo Sedimento Coluna de água Comunidade local	Perda da zona tampão entre sistemas terrestres e aquáticos, erosão e assoreamento do canal de navegação, aumento do material particulado, perda de florestas e habitats para as aves e alterações na composição do sedimento.
Redução do Aporte Fluvial	Paisagem Biota Manguezal Circulação Estuarina Produtores primários	Ciclos de vida das espécies aquáticas, biodiversidade, produção primária, pesca, qualidade da água, perda de valores paisagísticos, socioeconomia, habitat para espécies aquáticas.
Edificações/Estruturas de concreto	Paisagem Fauna aquática	Perda de potencial turístico e de valores paisagísticos, ciclo reprodutivo da fauna aquática, pesca e socioeconomia.
Introdução de espécie exótica	Biota aquática	Provocando modificações das cadeias alimentares do sistema aquático.
Remoção de espécies nativas	Biota aquática	Pode causar alterações fundamentais na estrutura das comunidades biológicas e/ou para a manutenção da biodiversidade.

Fonte: Adaptado de Rebouças et al. (1999).

No estudo realizado por Xu e Zhang (2016), usando técnicas espaciais e coeficientes de conversão empíricos, a intensidade de cada uso do solo foi quantificado para medir as diferenças em exportação de nutrientes para outras regiões com o mesmo tipo de uso do solo. Com os resultados obtidos pode-se comprovar através da comparação entre concentrações de nutrientes dissolvidos em diferentes sub-bacias que as concentrações destes nutrientes estão correlacionadas com o tipo de uso do solo.

Em estudo realizado por Ding et al. (2016), os rios de pequena ordem proporcionalmente foram os mais afetados pelo tipo de uso do solo. Os rios com as piores qualidades de água estavam associados com as maiores densidades agrícolas da região, e ainda piores em regiões com altas taxas de urbanização.

Em 2015, a Agência Nacional de Águas (ANA), elaborou o Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, onde foram calculados o Índice de Qualidade da Água (IQA) para 1683 pontos monitorados em 2013. Considerando todos os pontos apenas 7% deles apresentaram IQA classificado como ruins ou péssimos, entretanto considerando exclusivamente os pontos localizados em áreas urbanas a

porcentagem aumenta para 21%. Indicando assim a influência negativa que os zonas urbanas exercem sobre a qualidade da água (ANA, 2015).

Nos estudos realizados por Putro et al. (2016), os possíveis causadores das mudanças da quantidade e qualidade dos rios, o histórico dos usos do solo com a qualidade da água foram combinados para pares de rios urbanos e rurais. À jusante dos rios das áreas urbanas foram identificados grandes impactos em qualidade e quantidade. Durante o verão em áreas urbanas foi descoberto o aumento do escoamento superficial, enquanto nas áreas rurais não houve variação. E para as bacias hidrográficas em áreas urbanas há um aumento do fluxo durante o inverno. Foram determinados que os possíveis fatores que alteram o fluxo dos rios em áreas urbanas são a extensão da cobertura urbana e o índice pluviométrico anual. Em áreas rurais o índice pluviométrico é único fator considerado como sendo causador de alterações de fluxo, qualidade e quantidade das bacias hidrográficas do local.

Owens e Walling (2002), realizaram o estudo da influência do uso e ocupação sobre rios, com uma comparação de áreas rurais e industrializadas, em Yorkshire, Reino Unido. O rio Swale, localizado em região de área agrícola, apresentou concentração de fósforo total maior a jusante da descarga dos pastos e áreas cultivadas na região. O mesmo comportamento foi identificado nos rios Aire e Calder, que estão localizados em áreas com forte urbanização e industrialização, onde maiores concentrações de fósforo total em relação ao rio Swale foram detectadas a jusante dos pontos de descarga de esgoto doméstico e efluentes industriais. Baseando-se na coleta de sedimentos ao longo dos rios, foi estabelecida uma classificação que relaciona diretamente a concentração de fósforo total nos sedimentos suspensos com os usos e ocupação do solo a montante desses pontos. Com isso observou-se que a concentração de fósforo total tende a crescer com o aumento do nível de urbanização e industrialização.

Diversos estudos (SÉ, 1992 ; BARRETO, 1999; PELAEZ-RODRIQUEZ, 2001; VIANA, 2005; FRACÁCIO, 2006; DORNFELD, 2006; ZAFFANI, 2012) realizados na cidade de São Carlos (SP), indicam que durante o percurso dos principais rios que cortam a cidade há um gradiente decrescente de qualidade da água.

3.4 Influência do uso e ocupação do solo sobre quantidade da água

Os sólidos escoados aos rios e com eles os poluentes presentes no meio causam problemas acumulativos como assoreamento, diminuição da quantidade e qualidade de água para abastecimento (HOWARTH et al., 2000) e do decréscimo da velocidade da água (SILVA et al., 2005). Causando assim no Brasil segundo HERNANI et al.(2002), um prejuízo econômico que somam mais de US\$ 1 bilhão/ano adicionais ao tratamento das águas de reservatórios.

No estudo realizado por Romero (2016), ele demonstra a influência direta da ocupação urbana em relação à disponibilidade hídrica e inundações, através da correlação entre a área da bacia do rio Monjolinho localizado na cidade de São Carlos e os eventos de precipitações com diferentes tempos de retorno.

Gomes et al. (2007) concluiu que áreas urbanas e agrícolas, que por se caracterizarem como regiões de solos impermeabilizados e/ou compactados, reduzem a capacidade de infiltração e de armazenamento de água nos reservatórios subterrâneos. Impactando diretamente na disponibilidade de água, em especial nas épocas de seca. E por falta de planejamento e manejo dessas áreas acabam ocorrendo também o aumento do escoamento superficial e com isso o aumento do transporte de sedimentos aos rios.

Quadro 4. Fatores impactam negativamente a disponibilidade hídrica dos rios

Fatores	Impacto
Crescimento populacional	Aumento da demanda de água para abastecimento urbano, rural e irrigação.
Desmatamento	Aumento da erosão e do escoamento superficial Assoreamento dos rios Redução da infiltração de água no solo Redução da capacidade de armazenamento dos aquíferos subterrâneos de recarga (que são de fundamental importância para a manutenção do ciclo d'água e do equilíbrio climático) Aumento dos riscos de poluição nos mananciais.
Impermeabilização do solo	Aumento da erosão das margens dos rios Aumento do escoamento superficial Redução da infiltração de água no solo

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2001).

Estudos realizados por Remondi et. al. 2016, indicam que o processo de urbanização acelerada das últimas quatro décadas em Jakarta (Indonésia) tem provavelmente deteriorado a intensidade e frequência das enchentes na região. Simulações realizadas neste trabalho considerando cenários futuros com o aumento da urbanização demonstram que o risco de enchentes é mais provável no futuro, e que somente tipo de uso do solo podem ajudar, mas não reverter o quadro. Somando a isso este estudo mostrou que a urbanização à montante combinada com o desmatamento e o aumento da densidade demográfica à jusante vem desfavorecendo o regime do fluxo do rio. O que significa que durante a temporada de chuvas haverá um aumento do número de enchentes, porém de menor magnitude.

Além do regime de cheias, com o aumento da urbanização nota-se a diminuição das descargas dos rios, e consequentemente a diminuição do fluxo destes rios durante as épocas de seca. Implicando de forma negativa na disponibilidade de água, reduzindo a recarga de aquíferos rasos, a largura dos rios, o oxigênio dissolvido e aumentando a temperatura da água e suas concentrações de nutrientes.

As mudanças correspondentes dos mais intensos cenários de uso do solo tem efeitos ao longo do corredor do rio com respeito a relação rio-aquífero recarga, que é esperada diminuir ao longo dos trechos do rio que cruzam com áreas urbanas. Portanto os lençóis freáticos, que desempenham um papel essencial como fontes de água potável para a população que moram nestes grandes aglomerados urbanos.

3.5 Conceito de vazão específica e carga específica

Com o objetivo de comparar os níveis de produção de água entre diferentes bacias hidrográficas, pode-se adotar como um indicador a vazão específica. Esta é o valor produzido através da relação entre a vazão e a área de drenagem da bacia hidrográfica (Equação 1) (GUANDIQUE; MORAIS, 2015).

$$Q_e = \frac{Q_m}{A_d} \quad (1)$$

Q_e : vazão específica do riacho ($L.s^{-1}.km^{-2}$);

Q_m : vazão média do riacho ($L.s^{-1}$);

A_d : área de drenagem (km^2).

A vazão específica por estar correlacionada com a área de drenagem da bacia apresenta uma tendência a reduzir conforme o tamanho da bacia e o comprimento do rio. Consequentemente, as cabeceiras são áreas com maiores precipitações e declividade, refletindo no volume de água armazenado a jusante do rio (TUCCI, 2002).

De acordo com os resultados do estudo realizado por Vanzela, Hernandez e Franco (2010), áreas habitadas e agrícolas contribuem diretamente com a redução da vazão específica e da qualidade da água em função da variação do volume oriundo do escoamento superficial.

A utilização da carga específica permite a análise de variáveis de qualidade da água, em relação ao tamanho da área de drenagem de cada ponto e seus respectivos usos e ocupação de solo a montante(ZAFFANI, 2012).

Pinheiro et al.(2014), através da análise estatísticas das cargas específicas de nutrientes e SST, concluiu que as variações estatísticas significativas destes valores de carga estão diretamente ligadas aos tipos de uso e ocupação do solo. Tendo em vista que, em áreas agrícolas ou/e urbanas, obteve as maiores variações e em áreas exclusivamente ocupadas por vegetação nativa não houve variação significativa.

De acordo com o estudo de Toledo e Nicolella (2002), o predomínio do uso agrícola e urbano do solo na microbacia do Ribeirão Jardim influenciaram no aumento de SST.

Os experimentos realizados por Romero (2016), indicam um notável aumento de carga específica de poluentes de montante (área preservada) à jusante (área urbana) na bacia do rio Monjolinho (São Carlos/SP).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e caracterização dos riachos

Neste estudo foram escolhidos cinco riachos localizados nas cidades de São Carlos (SP) e Brotas (SP) (Figura 7), pertencentes a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRH) 13, dos rios Tietê/Jacaré (SIGRH, 2018).

De acordo com o Censo IBGE 2010, a população de São Carlos era de 221.950 habitantes em 2010 e com estimativa de 246.088 habitantes para 2017. A área do município correspondendo à 1.136,907 km², sendo 34,4% ocupada pelo plantio de cana-de-açúcar correspondendo a uma área de 394,60 km² (INPE, 2018). No município há 2.702 domicílios particulares em área rural e 68.899 em área urbana, onde respectivamente a porcentagem de saneamento básico adequado de 20,5% e 99,4%. O município de Brotas, segundo o Censo de 2010, possuía uma população de 21.580 habitantes, com uma estimativa de 23.858 habitantes em 2017. Seu território compreende uma área de 1.101,37 km² (IBGE, 2018). Em 2013 o plantio de cana-de-açúcar ocupou cerca de 301,95 km² da área do município (INPE, 2018).

Os riachos analisados estão situados em áreas que apresentam como bioma predominante o Cerrado e fragmentos de Mata Atlântica (MYERS et al., 2000), porém grande parte destes sistemas foram devastados (Tabela 6) (SOARES; SILVA; LIMA, 2003).

Tabela 2 Percentuais de cobertura vegetal nativa original e de 2003 no município de São Carlos

Fisionomia	Cobertura (%)	
	Original	Remanescente
Cerrado	27,74	2,31
Cerradão	16,14	2,63
Floresta ripária	54,36	1,09
Floresta semidecídua com Araucária	1,76	0,00
Floresta degradada	0,00	1,58
Total	100	7,61

Fonte: Adaptado de Soares, Silva e Lima (2003).

Figura 7. Riachos em estudo, Espraiado (A), BROA (B), Canchim (C), USP Campus (D) e Santa Maria (E)



Fonte: Saltarelli (2017).

O riacho com maior área de drenagem é o riacho SM ($6,24 \text{ km}^2$), seguido dos riachos BR ($2,68 \text{ km}^2$), ES ($2,49 \text{ km}^2$), CA ($1,17 \text{ km}^2$) e USPII ($0,82 \text{ km}^2$) (Tabela 7). Os riachos estão localizados desde áreas de vegetação nativa até áreas com diferentes graus de interferência antrópica (Figura 8). Os riachos presentes em locais preservados

são o ES, BR e CA, os riachos em lugares impactados são SM (região de atividade agrícola) e USP II (região urbanizada).

Tabela 3. Caracterização geral das estações de coleta nos riachos e suas respectivas coordenadas geográficas

Estação de Coleta	Código	Área de drenagem (km ²)	Coordenadas geográficas
Riacho Espraiado	ES	2,49	21°58'46.75"S 47°52'23.11"O
Riacho Broa	BR	2,68	22°11'40.93"S 47°53'55.78"O
Riacho Canchim	CA	1,17	21°58'00.73"S 47°50'33.73"O
Riacho USP – Campus 2	USP II	0,82	22°02'41.34"S 47°58'30.87"O
Riacho Santa Maria	SM	6,24	22°00'12.78"S 47°55'40.82"O

Fonte: Adaptado de Saltarelli (2017).

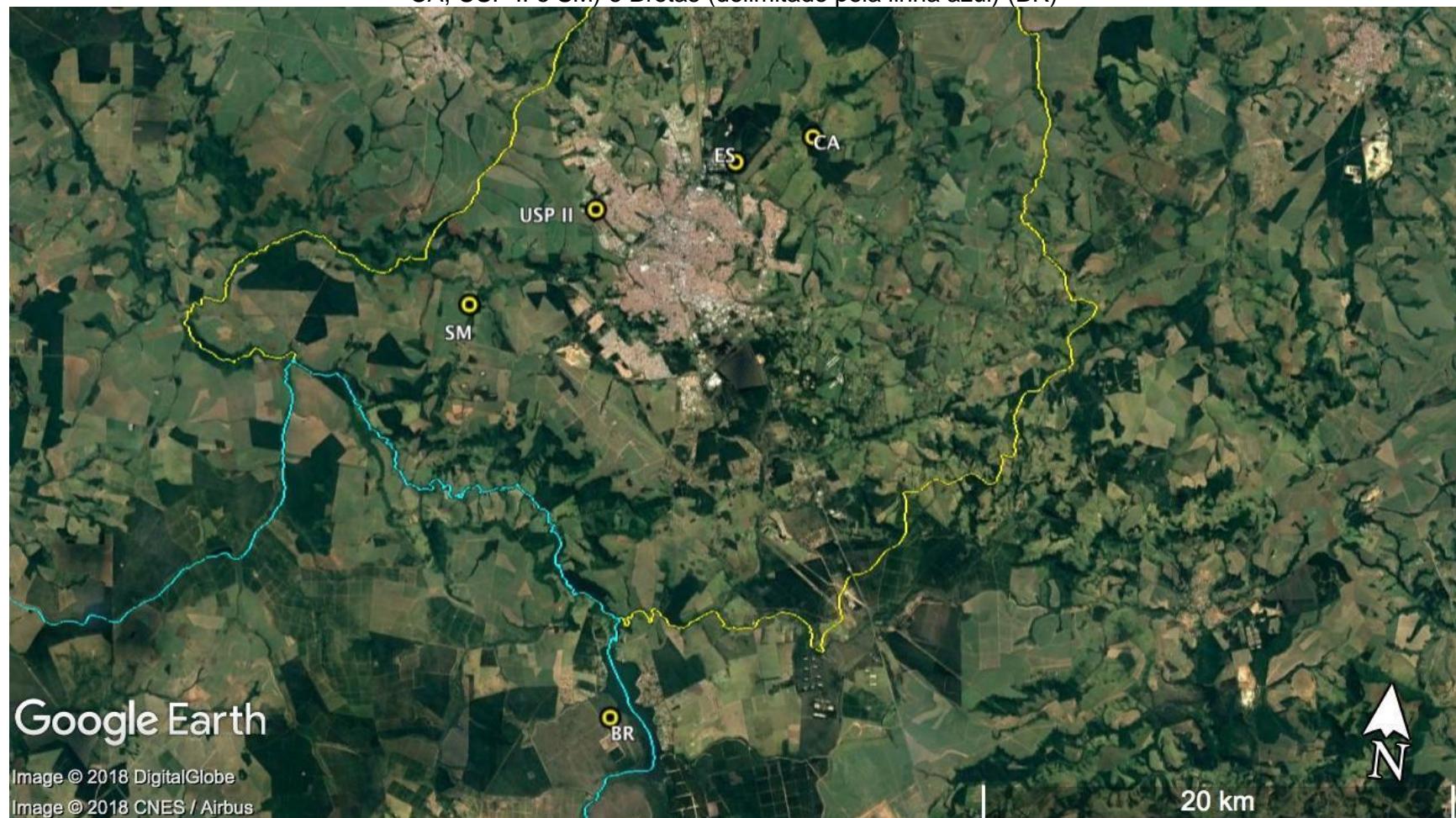
As amostragens foram realizadas entre o período de outubro de 2015 e agosto de 2016 (Tabela 8), com intervalos de dois meses entre as coletas.

Tabela 4. Datas de coleta das amostras

Coleta	Data
1	14 – 29 /outubro /2015
2	1 - 16 /dezembro /2015
3	23 /fevereiro - 09 /março /2016
4	03 - 12 /maio /2016
5	28 /junho - 7 de julho /2016
6	09 - 19 /agosto /2016

Fonte: Adaptado de Saltarelli (2017).

Figura 8. Distribuição dos pontos de coletas de amostras entre os municípios de São Carlos (delimitado pela linha amarela) (ES, CA, USP II e SM) e Brotas (delimitado pela linha azul) (BR)



Fonte: Google Earth Pro 2018.

4.2 Variáveis Hidrológicas

Os dados utilizados no presente estudo foram obtidos do estudo feito por Saltarelli (2017).

Neste trabalho o método de pulso de soluto conservativo, descrito por Webster e Valett (1996), foi utilizado para aferir os valores de velocidade média e de vazões dos riachos. O método consiste no preparo prévio em laboratório de uma solução salina com concentração de 238 g de NaCl por litro de água deionizada. Em campo esta solução foi liberada em um ponto predeterminado do riacho, onde a uma distância a jusante conhecida foi instalado um condutivímetro. Os dados de condutividade elétrica foram coletados em intervalos de trinta segundos, e serviram de base para a construção de uma curva de condutividade elétrica pelo tempo.

Para o cálculo das vazões dos riachos, foi necessário primeiramente a conversão dos valores de condutividade elétrica de $\mu\text{S.cm}^{-1}$ para g.L^{-1} de NaCl. Essa conversão foi realizada por meio de uma curva de correção, obtida por concentrações conhecidas de NaCl. Por fim, a vazão foi calculada pela integral da área total abaixo da curva de concentração de NaCl (Equação 2).

$$Vazão = \frac{\text{Massa utilizada de NaCl (g)}}{\int_0^t \text{Concentração de NaCl} \left(\frac{\text{g}}{\text{L}} \right) * \text{Tempo (s)}} \quad (2)$$

Vazão: vazão do riacho (L.s^{-1});

Massa de NaCl: massa de NaCl utilizada no soluto (g);

Concentração de NaCl: concentração obtida de NaCl (g.L^{-1});

Tempo: tempo acumulado (s).

O cálculo da velocidade feito pela razão da distância e a soma do tempo acumulado até o pico da concentração de NaCl (Equação 3).

$$[Velocidade] = \frac{\text{Distância}}{T} \quad (3)$$

Velocidade: velocidade do riacho (m.s⁻¹);

Distância: distância entre o ponto de lançamento e o condutivímetro (m);

T: tempo acumulado (s) até a concentração máxima de NaCl.

4.3 Variáveis da água

Em campo foram realizadas medições de temperatura, pH e condutividade elétrica, pelo método potenciométrico, através de uma sonda multiparâmetros (Hanna – 9828). Também foram coletadas amostras de água, que foram acondicionadas em frascos plásticos e posteriormente passaram por análises (Quadro 5) realizadas com duas réplicas, no Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos (EESC-USP).

As concentrações de sólidos suspensos totais (orgânicos e inorgânicos) foram obtidas por gravimetria (Quadro 5). As amostras para determinação nutrientes dissolvidos (formas de nitrogênio e fósforo, Quadro 5) foram filtradas em membranas de fibra de vidro GF/C - Whatman, acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas. As amostras para nutrientes totais não passaram por nenhum processo pré-análise, foram acondicionadas em frascos plásticos e congeladas.

Quadro 5. Variáveis abióticas determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados

Variável	Unidade	Método	Equipamento/ Referência
Sólidos Suspensos Totais (orgânicos e inorgânicos)	mg.L ⁻¹	Gravimetria e Combustão 2540D e 2540E	APHA (2012)
Nitrogênio Total Kjeldhal	mg.L ⁻¹	Digestão, Destilação e Titulação 4.500 Norg. C	Büchi® / APHA (2012)
Nitrito	µg.L ⁻¹	Espectrofotometria 4.500 – NO2.B	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2012)
Nitrato	mg.L ⁻¹	Espectrofotometria 4.500 – NO3.B	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2012)

Fósforo Total	µg.L ⁻¹	Digestão e Espectrofotometria4. 500 P.E	Espectrofotômetro Hach® 4.000 V APHA (2015)
---------------	--------------------	---	--

4.4 Cargas específicas

O cálculo das cargas específicas foi feito através da multiplicação entre as vazões do sistema aquático e as respectivas concentrações de SST, nitrogênio e fósforo total, sendo o produto dividido pela área de drenagem da bacia referente a cada riacho.

$$C_e = \frac{C * Q * 0,0864}{A}$$

Ce: carga específica de nitrogênio total (kg.km⁻².dia) ou fósforo (g.km⁻².dia) ou SST (kg.km⁻².dia);

C: concentração de nitrogênio (mg.L⁻¹) ou fósforo (µg.L⁻¹) ou SST (mg.L⁻¹);

0,0864: conversão de segundos (s) para dia;

Q = Vazão do riacho (L.s⁻¹);

A: área da bacia de drenagem (km²).

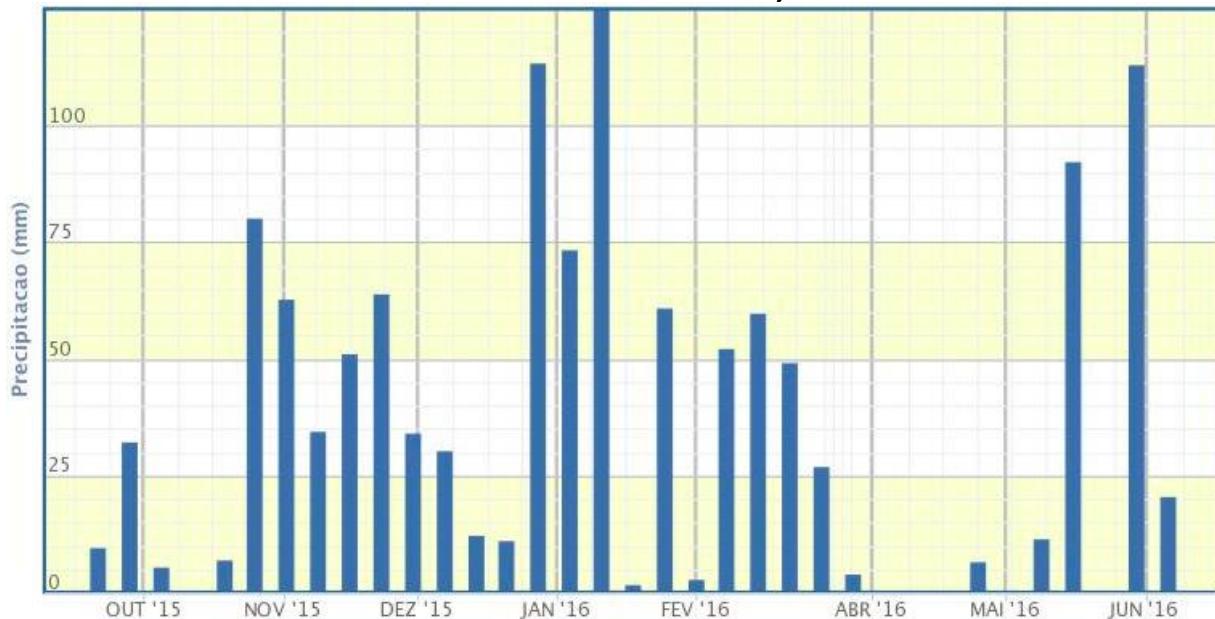
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variáveis hidrológicas

5.1.1 Vazão

A sazonalidade das precipitações (Figura 8) influenciou variações nas vazões e na velocidade média no riacho, portanto em fevereiro mês no qual houve os maiores índices pluviométricos, ocorrem os picos de vazão ($92,4 \text{ L.s}^{-1}$ no riacho SM) e de velocidade média ($27.10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$ no riacho SM). De acordo com Barnetche (2006), foi observado que as taxas de precipitação interferiram na vazão dos riachos, onde foi obtido o valor máximo de vazão ($9,014 \text{ L.s}^{-1}$) em setembro, mês que foi observado maior precipitação.

Figure 9. Precipitação total mensal (mm) e temperatura média ($^{\circ}\text{C}$) na Estação Meteorológica de São Carlos de outubro de 2015 a junho de 2016



Fonte: INMET (2018).

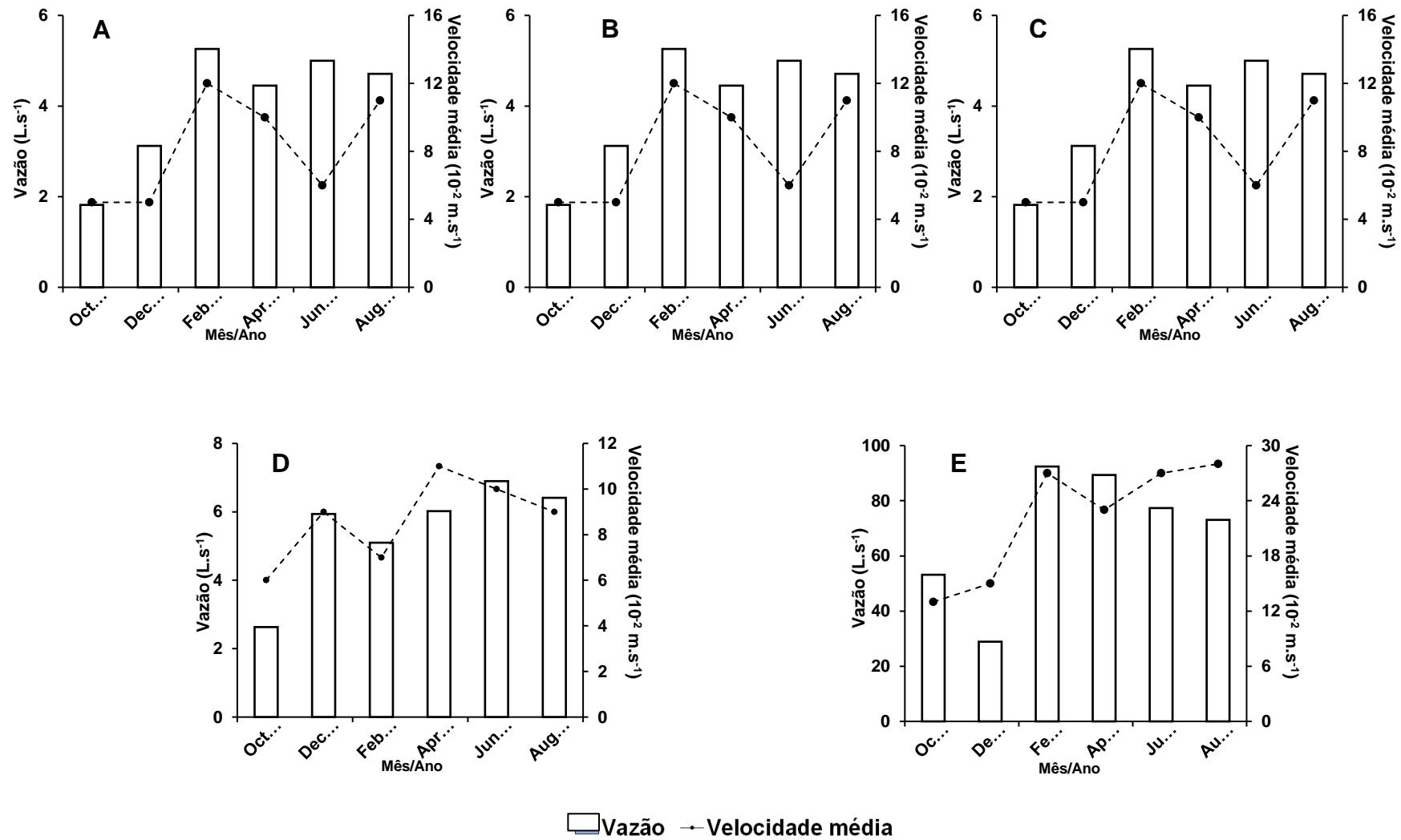
As maiores vazões apresentadas pelos riachos durante o período entre outubro e março (período chuvoso), foram $14,90 \text{ L.s}^{-1}$ (ES), $28,91 \text{ L.s}^{-1}$ (BR), $5,26 \text{ L.s}^{-1}$ (CA), $5,94 \text{ L.s}^{-1}$ (USP II) e $92,40 \text{ L.s}^{-1}$ (SM) (Figura 8). Durante o período de seca foram $12,60 \text{ L.s}^{-1}$ (ES), $21,50 \text{ L.s}^{-1}$ (BR), $5,00 \text{ L.s}^{-1}$ (CA), $6,90 \text{ L.s}^{-1}$ (USP II) e $89,37 \text{ L.s}^{-1}$ (SM). Os

riachos apresentaram valores abaixo dos encontrados por Oliveira (2003) em ambos os períodos, o autor reportou durante o período de seca vazões entre 240 – 796 L.s⁻¹ no Córrego do Cancã (SP), e no período de chuvas a variação foi de 160 – 1350 L.s⁻¹.

5.1.2 Velocidade média

Os maiores valores de velocidade média observados foram em fevereiro/16 para os riachos ES (9.10^{-2} m.s⁻¹), CA (12 m.s⁻¹), BR (15 m.s⁻¹), em abril/16 para o riacho USP II (11.10^{-2} m.s⁻¹), e em agosto/16 para o riacho SM (28.10^{-2} m.s⁻¹) (Figura 10). Valores superiores foram observados por Souza (2011) no riacho ES, em que a velocidade média do riacho durante o período chuvoso foi de 0,21 m.s⁻¹ e o no período seco de 0,12 m.s⁻¹.

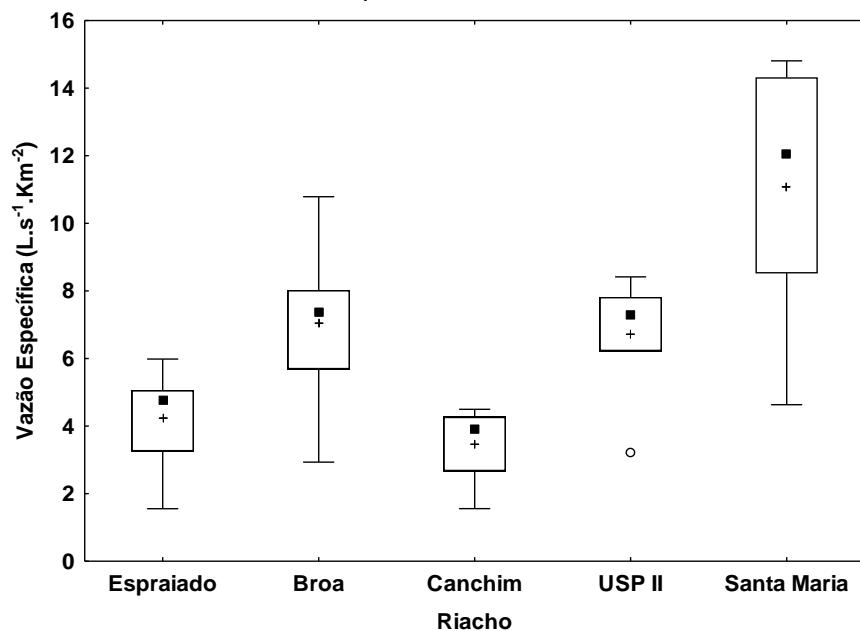
Figura 10. Vazão (L.s^{-1}) e velocidade média (10^{-2} m.s^{-1}) nos riachos ES (A), BR (B), CA (C), USP II (D) e SM (E), entre outubro de 2015 e agosto de 2016



5.1.3 Vazões Específicas

A maior vazão específica média foi verificada no riacho SM (agrícola) (11,06 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$), onde com exceção da vazão do mês de dezembro, todas as demais apresentaram valores maiores que as vazões médias dos outros riachos – BR (preservado) (7,03 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$), USP II (urbanizado) (6,71 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$), ES (preservado) (4,24 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$) e CA (preservado) (3,47 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$) (Figura 11). Vanzela, Hernandez e Franco (2010) reportaram vazões específicas médias entre 5,4 e 14,3 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ no Córrego Três Barras (SP), onde os pontos de coletas estavam situados em sub-bacias impactadas por atividade agrícola. Santos e Hernandez (2013) encontraram no Córrego Ipê (SP), também localizado em área predominantemente agrícola, uma variação entre 8,2 e 8,8 $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ da vazão específica média.

Figura 11. Vazão específica ($\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)



5.2 Variáveis da água

5.2.1 Medições de multiparâmetros *in situ*

A variação das médias da temperatura da água, ao longo do período de outubro de 2015 e agosto de 2016, foi de 18,0 a 21,7 °C. Os valores médios de pH foram 5,6 (ES), 4,6 (BR), 6,4 (CA), 6,6 (USP II) e 6,7 (SM). Observou-se também que o riacho que apresentou a menor condutividade elétrica média foi o riacho BR ($8 \pm 2 \mu\text{S.cm}^{-1}$), seguido do ES ($14 \pm 6 \mu\text{S.cm}^{-1}$), USP II ($28 \pm 6 \mu\text{S.cm}^{-1}$), CA ($29 \pm 3 \mu\text{S.cm}^{-1}$) e SM ($39 \pm 4 \mu\text{S.cm}^{-1}$) (Tabela 10).

Tabela 5. Medições in situ, com sonda multiparâmetros, de temperatura, pH e condutividade elétrica, entre os meses de outubro de 2015 a agosto de 2016

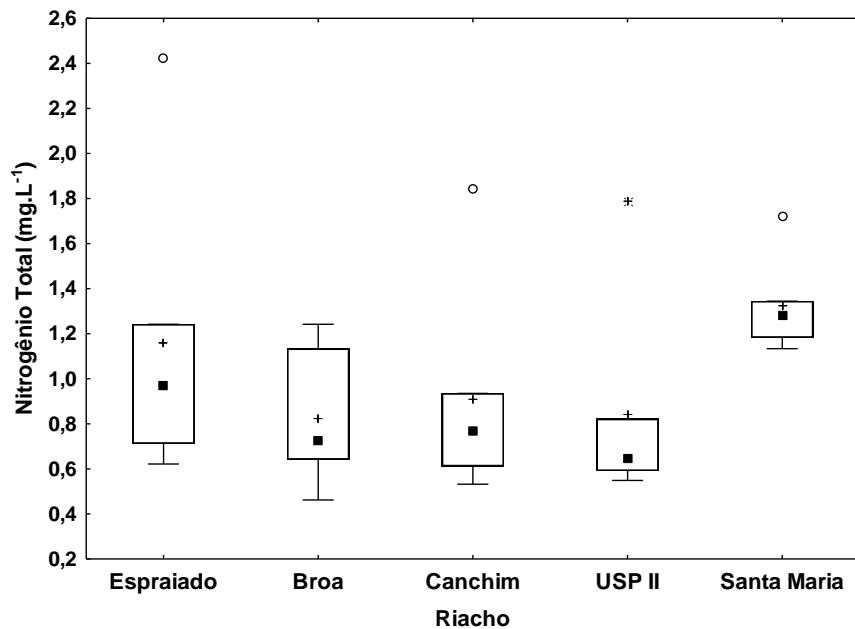
Riacho	Mês	Temperatura	pH	Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)
Espraiado (ES)	Out/15	19,2	-	23
	Dez/15	20,4	5,67	18
	Fev/16	21,3	-	8
	Abr/16	14,7	5,75	9
	Jun/16	15,7	5,42	12
	Ago/16	17,0	5,41	16
Broa (BR)	Out/15	20,0	-	6
	Dez/15	21,4	5,0	5
	Fev/16	22,0	4,5	12
	Abr/16	16,3	4,5	7
	Jun/16	16,0	4,7	8
	Ago/16	18,5	4,3	8
Canchim (CA)	Out/15	20,8	-	34
	Dez/15	20,5	6,4	32
	Fev/16	21,3	6,4	28
	Abr/16	18,9	6,4	26
	Jun/16	16,8	6,4	27
	Ago/16	17,8	6,3	27
USP II	Out/15	22,3	-	39
	Dez/15	22,1	6,4	28
	Fev/16	22,3	6,5	28
	Abr/16	19,0	6,8	25
	Jun/16	16,9	6,7	25
	Ago/16	17,8	6,4	22
Santa Maria (SM)	Out/15	25,4	6,7	38
	Dez/15	25,6	6,9	41
	Fev/16	23,1	6,8	43
	Abr/16	20,0	6,6	36
	Jun/16	17,5	6,9	42
	Ago/16	18,8	6,5	33

Fonte: Adaptado de Saltarelli (2017).

5.2.2 Nutrientes

As concentrações médias de nitrogênio total variaram entre 0,6 - 2,4 mg.L⁻¹ (ES), 0,5 - 1,2 mg.L⁻¹ (BR), 0,5 - 1,8 mg.L⁻¹ (CA), 0,6 - 1,8 mg.L⁻¹ (USP II) e 1,1 - 1,7 mg.L⁻¹ (SM)(Figura 10). Barrilli (2014) observou menores concentrações de nitrogênio em riachos localizados em área preservada, Espraiado 1 (0,2 mg.L⁻¹) e Canchim (0,1 mg.L⁻¹). Assim como reportado no presente estudo o autor observou as maiores concentrações de nitrogênio em regiões urbanas, Córrego Belvedere (1,2 mg.L⁻¹) e Córrego São Rafael (0,8 mg.L⁻¹).

Figura 12. Concentração de nitrogênio total (mg.L⁻¹), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)

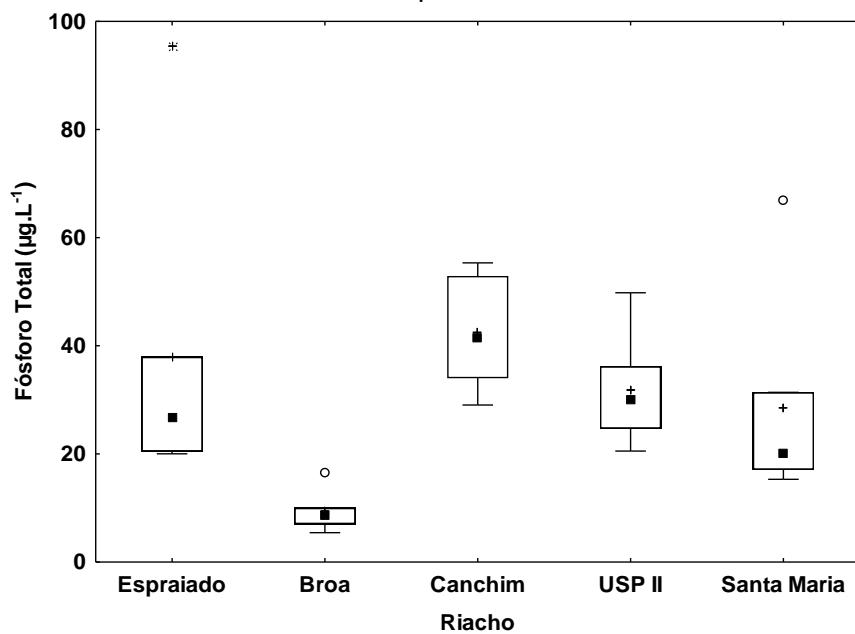


Souza (2011) obteve em seu estudo as concentrações de nitrogênio total elevadas na foz do córrego Ponte da Tábua (1,3 mg.L⁻¹), nascente do córrego Belvedere (2,0 mg.L⁻¹) e na nascente do córrego São Rafael (4,2 mg.L⁻¹). O autor caracterizou as áreas onde estão localizados os córregos pelo percentual do tipo de uso do solo. Nesse sentido, o córrego Ponte da Tábua estava ocupado em 64% por urbanização, 28% por agropecuária e 8% por área preservada. O córrego Belvedere, por sua vez, estava com ocupação de 87% por urbanização, 8% por agropecuária e 5%

por área preservada. Por fim, o córrego São Rafael está ocupado em 64% por urbanização, 28% por agropecuária e 8% por área preservada. Portanto, assim como no presente estudo, Souza (2011) constatou concentrações maiores de nitrogênio em áreas impactadas em relação a área preservada.

A concentração de fósforo total apresentou variação entre 5,4 - 16,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no BR, 24,7 - 49,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no USP II, 29,1 - 55,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no CA, 15,3 - 66,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no SM e 20,0 - 95,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no ES (Figura 11). As concentrações de fósforo total neste estudo foram mais elevadas durante o período de chuvas (outubro a fevereiro), entretanto os valores apresentaram concentração abaixo do limite (100 $\mu\text{g.L}^{-1}$) estabelecido pela legislação ambiental (CONAMA 357/2005) para ambientes lóticos de classe 1.

Figura 13. Concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)



Os riachos apresentaram concentrações de fósforo total acima dos encontrados pelo estudo de Corbi (2006), realizado em córregos da cidade de São Carlos (SP), que variaram entre 0,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego Fazzari e 1,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Córrego São João. O riacho BR analisado neste estudo e o riacho Fazzari analisado por Corbi (2006) que apresentaram as menores concentrações de fósforo total em seus respectivos estudos, localizam-se em áreas preservadas. Entretanto, o riacho ES,

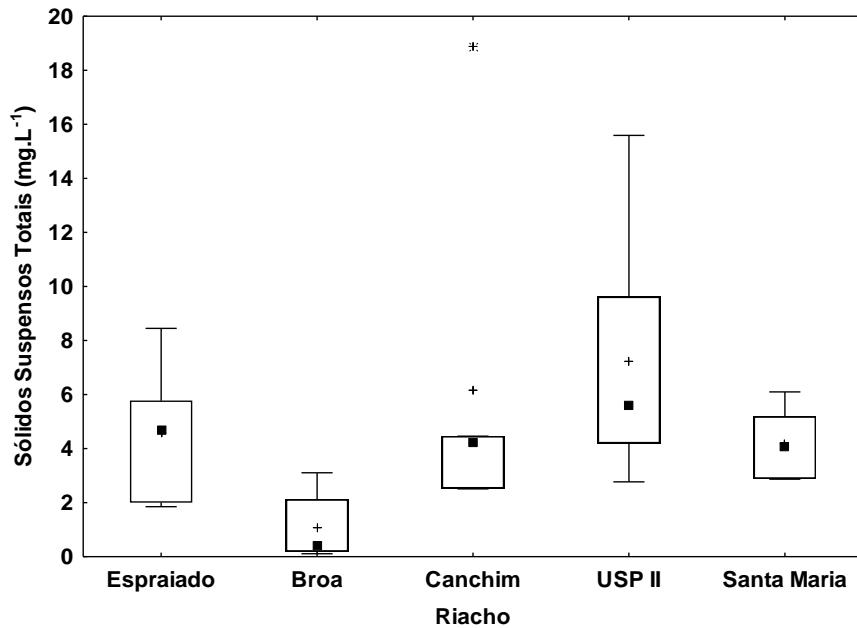
localizado em área preservada, apresentou os valores mais elevados em contraposição ao estudo de Corbi (2006). O autor encontrou a maior concentração de fósforo no córrego São João, que está inserido em área de impactada por atividade agrícola (majoritariamente canavieira).

Foi observado no riacho Canchim a maior concentração média de fósforo ($42,4 \mu\text{g.L}^{-1}$). Essa concentração maior em relação aos demais riachos, pode ser relacionada com o fato de, apesar do riacho apresentar mata ciliar preservada, ele está localizado em uma bacia impactada por atividade agrícola.

5.2.3 Sólidos Suspensos Totais

A menor concentração média de sólidos suspensos totais (SST) foi observada no riacho BR ($1,1 \text{ mg.L}^{-1}$), seguido do riacho SM ($4,2 \text{ mg.L}^{-1}$), riacho ES ($4,6 \text{ mg.L}^{-1}$), riacho CA ($6,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e riacho USP II ($7,2 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 9). As concentrações médias dos riachos estiveram abaixo da encontrada por Toledo e Nicolella (2002), que obtiveram o valor médio de $11,2 \text{ mg.L}^{-1}$ entre cinco pontos da microbacia do Ribeirão Jardim. Os autores detectaram no trecho de montante as maiores concentrações de SST, assim como no riacho SM, ambos os corpos d'água encontram-se em áreas impactadas por atividade agrícola.

Figura 14. Concentração de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)



5.2.4 Cargas Específicas

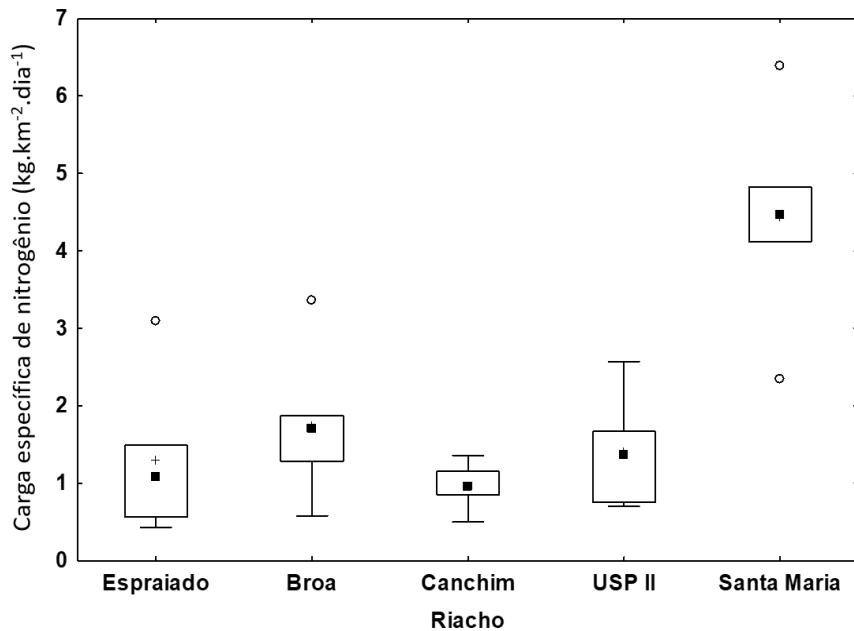
A carga específica de nitrogênio total variou entre $0,1 - 0,6 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (CA), $0,1 - 1,1 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (BR), $0,2 - 1,1 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (USP II), $0,1 - 1,3 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (ES) e $0,5 - 2,1 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (SM) (Figura 12). Os riachos apresentaram valores entre os encontrados por Kyllmar et al. (2006), que reportaram uma variação de 0,6 a $11,2 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em bacias localizadas em área agrícola na Suécia.

Quilbé et al. (2006) observaram carga específica média de $2,2 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, na Bacia do Rio Beaurivage, situada em Quebec (Canadá), que apresenta 32% de atividade agrícola. O riacho SM, também localizado em área agrícola apresentou valores de cargas específicas ($0,5 - 2,1 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) próximos ao valor mínimo do estudo de Kyllmar et al. (2006) ($0,6 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e ao valor médio de Quilbé et al. (2006) ($2,2 \text{ kg.km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$).

Preston et al. (2011) relacionou os tipos de uso de solo e suas respectivas contribuições em carga específica de nitrogênio para bacias hidrográficas norte americanas. Os resultados apresentados pelo autor foram próximos ao do estudo em questão, em que entre as seis bacias norte americanas os maiores valores de carga

em quatro delas foram reportados em áreas urbanas e duas em áreas agrícolas, o valor máximo em área urbana foi de $3,9 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e em área agrícola foi de $1,7 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Figura 15. Carga específica de nitrogênio ($\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)

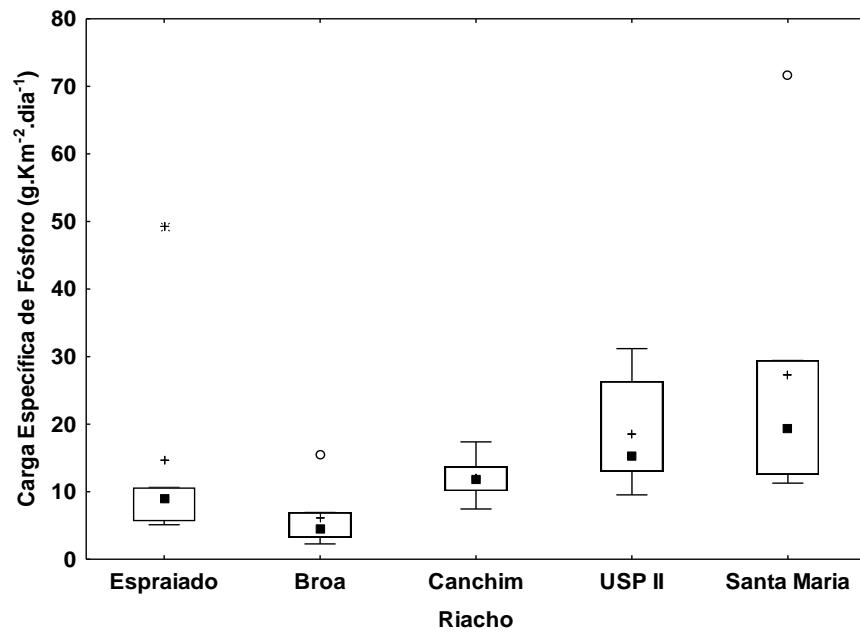


As cargas específicas de fósforo total apresentaram variações entre $5,1 - 49,3 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (ES), $2,3-15,4 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (BR), $7,4 - 17,4 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (CA), $9,5 - 31,2 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (USP II) e $11,3 - 71,6 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (SM) (Figura 13). As cargas dos cinco riachos em estudo apresentaram intervalo de valores ($6,1$ a $27,2 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), abaixo das cargas encontradas por Pinheiro et al. (2014), no rio Duas Mamas (SC), que variaram entre $121,0 - 430,8 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Assim como no presente estudo, Preston et al. (2011) encontrou as maiores cargas específicas de fósforo total em bacias norte americanas localizadas em áreas de predomínio urbano, variando entre $88,5$ e $291,2 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Os riachos USP II e SM, localizados em bacias impactadas por urbanização e uso agrícola, apresentaram os maiores valores ($31,2$ e $71,6 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente). Pinheiro et al. (2014) também observaram que a diferença mais elevada entre as cargas ocorreram em

trechos, como o localizado entre as seções fluviométricas (SF) 5, 4 e 3 ($0,5 \text{ g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), em subáreas com predomínio de ocupação urbana e agricultura.

Figura 16. Carga específica de fósforo ($\text{g} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)

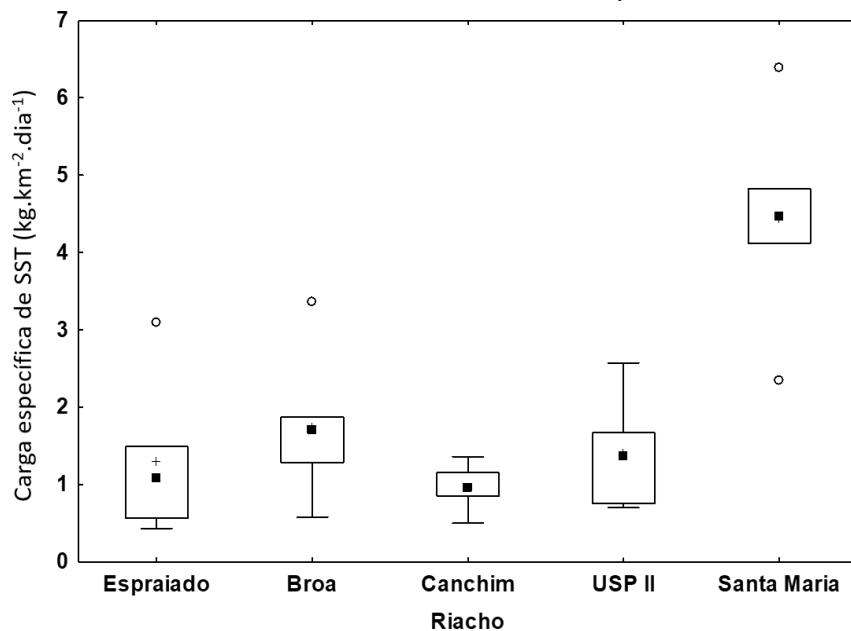


A carga específica de sólidos suspensos totais (SST) que apresentou menor média foi no riacho BR ($0,7 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), seguido dos riachos CA ($1,4 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), ES ($1,6 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), SM ($4,3 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) e USP II ($4,4 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) (Figura 15). A carga nos riachos preservados em estudo foram inferiores a encontrada por Zaffani, Taffarello e Mendiondo (2014) no Rio Canha, localizado em área ocupada predominantemente por florestas, que foi de $22,8 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Já em comparação com o Rio Monjolinho, situado em área ocupada por 48% de agricultura e 41% urbanização, os autores reportaram carga de $0,15 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, sendo esta abaixo dos valores encontrados em áreas impactadas por ação antrópica no presente estudo.

Complementar ao estudo anterior, Bottino (2008) analisou as cargas específicas de SST ao longo do Rio Canha, que preserva grande área remanescente da Mata Atlântica, entretanto encontra-se em área de acelerado crescimento urbano, industrial e agrícola. A autora realizou análises referentes a cada estação do ano, obtendo os

maiores valores durante o período chuvoso e em área próxima a foz (urbanizada) ($106,9 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Figura 17. Carga específica de sólidos suspensos totais ($\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), nos riachos em estudo, no período de out/15 a ago/16. Os boxplots apresentam valores médios (+), mediana (■), quartis 25 e 75%, além de mínimos (—), máximos (—), extremos (*) outliers (○)



Santos e Hernandez (2013) encontraram valores de carga no Córrego do Ipê (SP) variando entre $21,1$ e $28,1 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, onde as sub-bacias analisadas estavam localizadas em áreas predominantemente agrícolas, com destaque a produção de cana-de-açúcar. Em estudo realizado por Henrique (2009) na Bacia hidrográfica do Rio Benevente, a maior carga encontrada foi de $69,2 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, que assim como no estudo em questão foi observada em área impactada pela urbanização.

6. CONCLUSÕES

A comparação entre vazões e cargas específicas de nutrientes e sólidos, em riachos impactados e preservados em localizados no Cerrado (SP), permitiu que fossem estabelecidas as seguintes conclusões.

i. As variáveis hidrológicas (velocidade média, vazão) apresentaram variações sazonais, ocorrendo os maiores valores de velocidade média, vazão e vazão específica durante o mês de fevereiro, que apresentou maiores índices pluviométricos. Os maiores valores médios de carga específica de fósforo também foram reportados, na maioria dos casos, durante os meses de dezembro e fevereiro. Notou-se portanto, a influência da sazonalidade sobre esses parâmetros, com exceção das cargas de nitrogênio que não apresentaram um padrão.

ii. As médias das vazões específicas, cargas específicas de nitrogênio e fósforo dos riachos preservados foram menores que as apresentadas pelos riachos impactados por atividades antrópicas. Os valores superiores reportados nos riachos inseridos em áreas com interferência antrópica podem indicar o aporte excessivo de nutrientes. Enfatizando assim, a necessidade do tratamento de esgotos domésticos, industriais e agrícolas em nível terciário visando a redução da disponibilidade de nutrientes nos corpos d'água.

iii. As cargas específicas de fósforo total e sólidos suspensos totais se mostraram efetivas como indicadores de qualidade da água, possibilitando a comparação entre riachos situados em áreas impactados por atividades antrópicas e em áreas preservadas. Existem poucos estudos sobre vazões e cargas específicas de nutrientes em riachos no bioma Cerrado, que em consequência da expansão agrícola e urbana tem sido impactado de forma significativa. Recomenda-se, para estudos futuros, avaliar as consequências do uso e ocupação do solo e das técnicas de remediação de ambientes impactados, sobre as cargas específicas de nutrientes e sólidos nos corpos hídricos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, V. M. C. **Variação espacial e temporal das características biogeoquímicas do fósforo e do chumbo e transporte de propriedades no sistema estuarino de Santos/São Vicente e na porção sul do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (São Paulo).** Tese (Doutorado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, p. 243, 2005.

AGUIAR JUNIOR, S. **Análise de gestão: política da água e sustentabilidade.** Tese de doutorado. Centro de Desenvolvimento sustentável. Universidade de Brasília., p. 232, 2011.

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos: informe 2015 / Agência Nacional de Águas.** Brasília. 2015.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed.** American Public Health Association, Washington DC, USA. 1995.

ARANTES, D. M. **Deposição e exportação de sólidos e nutrientes na sub-bacia do Ribeirão das Cruzes, Baixo Tietê (SP).** Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências da Engenharia Ambiental. 2012.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental.** 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARNETCHE, D. **Hidrologia das águas superficiais da bacia do Rio Inferninho, Biguaçu - SC.** Dissertação submetida ao Curso de Mestrado em Geografia, área de concentração Utilização e Conservação dos Recursos Naturais, do Programa de Pós-Graduação em Geografia do Centro de Filosofia e Ciências Humanas da Universidade Federal de Santa Catarina, em, 2006.

BARRETO, A. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 276, 1999.

BARRILLI, G. H. C. **Indicadores físicos, químicos e biológicos da integridade ambiental em seis córregos da porção superior da bacia do Rio Monjolinho, São Carlos - SP, Brasil.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ecologia e Recursos Naturais, p. 54–86, 2014.

BARROS, F. G. N.; AMIN, M. M. **A Bacia Amazônica Brasileira no contexto geopolítico da escassez mundial de água.** Dissertação de Mestrado em Economia da Universidade da Amazônia, 2007.

BARROS, C. A. P. DE. Comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica rural utilizando técnicas de monitoramento e modelagem. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Ciências Rurais. Programa de pós-graduação em Ciências do Solo. Santa Maria - RS, Brasil. 2012.

BERBEL, G. B. B. Estudo do fósforo sedimentar e de suas especiações químicas em dois sistemas costeiros e Plataforma Continental Sudeste (Brasil) e Baía do Almirantado (Região Antártica) considerando suas relações biogeoquímicas. Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo- SP, p. 283, 2008.

BILLEN, G.; GARNIER, J. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model. **Hydrobiologia**, v. 410, n. 0, p. 139–150, 1999.

BOTTINO, F. Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira de Iguape, SP. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre. p. 121–187, 2008.

BRAGA, B. E. AL. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.** 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno / Agência Nacional de Águas.** Brasília: ANA, 2017. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/static/media/conjuntura_completo_27432e70.pdf> Acesso em: 10/01/2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 20/01/2018.

CALIJURI, M. DO C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão.** Elsevier Editora Ltda. 2013.

CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, Washington, v.8, n.3, p.559-568, 1998.

CARRERAS, N. M. et al. The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: Application to the Attert River catchment (Luxembourg). **Journal of Hydrology**, v. 382, p. 49–63, 2010.

CARVALHO, N. DE O. **Hidrossedimentologia prática: Interciência.** 2a ed., rev., atual. e ampliada. Rio de Janeiro, 2008.

COIMBRA, R. M. Monitoramento da Qualidade da Água, cap. 4 em **Hidrologia Ambiental**. Coleção ABRH, v. 3, p. 391–411, 1991.

CORBI, J. J. **Influência de práticas de manejo de solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, p. 44–92, 2006.

COUILLARD, D. LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environmental Management**, v. 21, p. 161–179, 1985.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. DO C.; MENDIONDO, E. M. **Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos.** Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 17, n. 4, p. 369–376, 2012.

DANIEL, T. C. et al. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **Journal of Soil and Water Conservation**, p. 30–38, 1994.

DAVIS, L. D.; MASTEN, S. J. **Principles of environmental engineering and science.** 1. ed. McGraw-Hill, 2004.

DING, J. et al. Science of the Total Environment Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin , China : A multi-scale analysis. **Science of the Total Environment**, v. 551–552, n. 19, p. 205–216, 2016.

DORNFELD, C. B. **Utilização de Chironomus sp (Diptera, Chironomidae) para a avaliação de qualidade de sedimentos e contaminação por metais.** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, SP, p. 211, 2006.

EMÍDIO, V. J. G.; TEIXEIRA, M. M. R. **A problemática do fósforo nas águas para consumo humano e águas residuais e soluções para o seu tratamento.** Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente da Universidade do Algarve, 2012.

ESCHRIQUE, S. A. **Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do nordeste e sudeste do Brasil.** Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo- SP, 2011.

FRACÁCIO, R. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos (laboratoriais e in situ), com ênfase na avaliação da toxicidade de metais e de pesticidas organoclorados em peixes (Danio rerio e Poecilia reticulada) – Sub-bacia do rio Monjolinho.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p. 184, 2006.

GEO BRASIL. **Recursos hídricos: resumo executivo.** Ministério do Meio Ambiente ; Agência Nacional de Águas ; Programa das Nações Unidas para o Ambiente. Brasília : MMA; ANA, 2007.

GOMES, N. M. et al. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo

associados ao uso e ocupação da paisagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.4, p. 427–435, 2007.

GONÇALVES, A. **Avaliação das alterações na rede de drenagem da sub-bacia hidrográfica do Rio Capivari-Mirim - SP**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Geotecnica - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, p. 28–36, 2001.

GONDOR, A.; LEON, J.; HERRON, C.; HESSELBACH, H.; DIAZ, J. Delineation of action areas to achieve replenishment goals for Guatemala City Delineation of action areas to achieve replenishment goals for Guatemala City. **The Nature Conservancy**, n. November, p. 12, 2014.

GUANDIQUE, M. E. G.; MORAIS, L. C. DE. Capítulo 29 – Estudo de variáveis hidrológicas e do balanço hídrico em bacias hidrográficas. In: **Ecologia de reservatórios e interfaces**, p. 443–444. 2015.

GÜCKER, B. et al. Urbanization and agriculture increase exports and differentially alter elemental stoichiometry of dissolved organic matter (DOM) from tropical catchments. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 785–792, 2016.

HENRIQUE, C. S. **Regionalização hidrológica de vazões e de cargas difusas de sólidos suspensos totais para o programa Produtores de água e o pagamento de serviços ambientais. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do Rio Benevente, ES**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre., p. 55–188, 2009.

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.de; PRUSKI, F.F.; De MARIA, I.C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J.N. **A erosão e seu impacto**. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J.R.R. (eds.). Uso agrícola dos solos brasileiros. Rio de Janeiro, Brasil: Embrapa Solos, 2002. 174 p. [ISBN: 85-85864-10-9]. Cap. 5. pp. 47-60. Disponível em <www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/328096/1/usoagrico_lasolosbrasileiros.pdf>. Acesso em: 1 março 2018.

HOWARTH, R. W. et al. Issues in ecology: Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas, 2000. Disponível em: <<http://pubs.er.usgs.gov/publication/70174406>>. Acesso em: 10 março 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 13 março 2018.

INPE. Canasat - INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>>. Acesso em: 13 março 2018.

LELI, I. T.; STEVAUX, J. C.; NÓBREGA, M. T. Produção e transporte da carga suspensa fluvial: teoria e método para rios de médio porte. **Boletim de geografia, Maringá**, v. 28, n. 1, p. 43–58, 2010.

MACLEOD, C.; HAYGARTH, P. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. **Scope Newsletter**, Devon, UK, n.51, p.1-10, 2003.

MANSOR, M. T. C.; FILHO, J. T.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, n. 10, p. 715–723, 2006.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estud. av.**, São Paulo, v.22, n.63, p.83-96, 2008 . Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 10 fevereiro 2018.

MARTINS, C. R. et al. Ciclos globais de carbono, nitrogênio e enxofre. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, n. 5, p. 28 – 41. 2003.

MENDIONDO, E. M.; TUCCI, C. E. Escalas hidrológicas I, II, III: conceitos, diversidade de processos, e hipótese integradora de processos na bacia vertente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 53–122, 1997.

MITCHELL, A.; REGHENZANI, J.; FAITHFUL, J.; Furnas, M.; BRODIE, J. Relationships between land use and nutrient concentrations in streams draining a 'wet-tropics' catchment in northern Australia. **Marine and Freshwater Research**, 60 (11). pp. 1097-1108. 2009.

MMA. **CONSUMO SUSTENTÁVEL: Manual de educação**. Brasília: Consumers International/ MMA/MEC/, IDEC, p. 160, 2005.

MONSALVE HERRERA, D. J. **Integração de modelos de quantidade e qualidade da água para avaliação de cargas contaminantes em afluentes de mananciais de abastecimento**. Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.Departamento de Engenharia Civil e Ambiental., 2013.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858. 2000.

NIJBOER, R. C.; VERDONSCHOT, P. F. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. **Ecological Modelling**, 177(1-2), p.17-39, 2004.

OLIVEIRA, S. R. DE. **Avaliação da qualidade de água e da carga de nutrientes do Córrego do Cancã, município de São Carlos - SP**. Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Hidráulica e Saneamento, p. 60–145, 2003.

OWENS, P. N.; WALLING, D. E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. **Water Research**, v. 36, n. 3, p. 685–701, 2002.

PELAEZ-RODRIQUEZ, M. **Avaliação da quantidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu SP (Ribeirão feijão e rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** Tese de doutorado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 145, 2001.

PINHEIRO, A.; SCHOEN, C.; SCHULTZ, J.; HEINZ, K. G. H.; PINHEIRO, I. G.; DESCHAMPS, F. C. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 127–139, 2014.

POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. M. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, p. 855–859, 1996.

PRESTON, C.; SHEAIL, J.; ARMITAGE, P.; DAVYBOWKER, J. The long-term impact of urbanisation on aquatic plants: Cambridge and the River Cam. **The Science of The Total Environment**, p. 314–316, 67–87, 2003.

PUTRO, B.; KJELDSEN, T.R.; HUTCHINS, M.G.; MILLER, J. An empirical investigation of climate and land-use effects on water quantity and quality in two urbanising catchments in the southern United Kingdom. **Science of the Total Environment**. Elsevier B.V., p. 164–172, 2016.

REZENDE, J. H. **Análise fluviológica e ambiental da bacia hidrográfica do Rio Jaú - SP.** Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências, área de concentração, p. 51–180, 2009.

ROCHA, S. A.; LOUGON, M. S.; GARCIA, G. O.; Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, Mossoró-RN, v. 4, n. 4, p.01-06, outubro/dezembro. 2009. Disponível em: <<http://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/viewFile/207/207>>. Acesso em: 1 janeiro 2018.

ROMERO, G. B. **Dinâmica ecohidrológica de rios urbanos no contexto de gestão de riscos de desastres.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, p. 103, 2016.

SALTARELLI, W. A. **Metabolismo em riachos subtropicais: variação espaço-temporal e influência de um gradiente de condições ambientais.** Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento. 2017.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental - teoria e prática.** São Paulo: Oficina de textos, 184p., 2004.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 60–68, 2013.

SCHICK, J. et al. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, p. 437–447, 2000.

SCHLESINGER, W. H. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. California: Academic Press Inc., 351p., 1991.

SÉ, J. **O rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistema ecológicos: um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo**. Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 381, 1992.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Avaliação da poluição por fontes difusas afluentes ao reservatório Guarapiranga**. Relatório Final Vol. 1 PRIME Engenharia. São Paulo, 2003.

SETTI, A.A.; LIMA, J.E.F.W; CHAVES, A.G.M; PEREIRA, I.C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2a ed, Agência Nacional de Energia elétrica-ANEEL, Superintendência de estudos e Informações hidrológicas, Agência Nacional de Águas-ANA, Brasília, p. 225, 2001.

SIGRH. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/apresentacao>>. Acesso em: 1 fevereiro 2018.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S.S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo Vermelho-Amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, v.25, n.2, p. 409–419, 2005.

SOARES, J. J.; SILVA, D. W. DA; LIMA, M. I. S. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos Region of São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 63(3):527–536., 2003.

SOUZA, A. B. **Avaliação da qualidade ambiental nas nascentes do Rio Monjolinho na porção à montante da Estação de Captação de Água do Espraiado, São Carlos - SP**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais, p. 185, 2011.

TOLEDO, L. G. de; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181–186, 2002.

Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162002000100026&lng=pt&tlng=pt>.

TUCCI, C. E. M. **Regionalização de vazões**. Editora da Universidade. UFRGS. 1^aedição. Porto Alegre. 256p., 2002.

TUCCI, C. E. M. Vazões médias. In: Paiva, J. B. D. de; Paiva, E. M. C. D. de. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH. p. cap.1, 113-124., 2003.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Carlos: RiMa, 2005.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. **Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 1, p. 55–64, 2010.

VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2013.

VIANA, S. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com as variáveis físicas e químicas**. Dissertação de Mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, p. 135, 2005.

VILLENEUVE, B.; SOUCHON, Y.; USSEGLIO-POLATERA, P.; FERRÉOL, M.; VALETTE, L. Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. **Ecological Indicators**, 48, p. 88–98, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental ; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WEBSTER, R. J.; VALETT, H. M. **Solute Dynamics**. In: Methods in Stream. Ecology. 2^a ed. Elsevier, p. 169–185, 1996.

WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 1st Addendum to the 3rd ed., Volume 1: Recommendations, World Health Organization, Geneva., 2006.

WOODWARD, G.; GEESNER, M.O.; GILLER, P.S.; GULIS, V.; HLADYZ, S.; LECERF, A.; MALMQVIST, B.; MCKIE, B.G.; TIEGS, S.D.; CARISS, H.; DOBSON, M.; ELOSSEGI, A.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M.A.S.; FLEITUCH, T.; LACOURSIÈRE, J.O.; NISTORESCU, M.; POZO, J.; RISNOVEANU, G.; SCHINDLER, M.; VADINEANU, A.; VOUGHT, L.B.M.; CHAUVET, E. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. **Science** 336, p. 1438–1440, 2012.

XU, E.; ZHANG, H. Aggregating land use quantity and intensity to link water quality in upper catchment of Miyun Reservoir. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 329–339, 2016.

ZAFFANI, A. G. **Poluição difusa da drenagem urbana com base ecohidrológica: diagnóstico atual e cenários de longo prazo em bacias urbanas de São Carlos, SP.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, p. 170, 2012.

ZAFFANI, A. G.; TAFFARELLO, D.; MENDIONDO, E. M. Uncertainties in the generation of pollutant loads in the context of disaster risk management using brazilian nested catchment experiments under progressive change of land use and land cover. **Physical Chemistry & Biophysics**, v. 5, n. 1, p. 1000173, 2014.