

Influência do padrão de uso e cobertura do solo na qualidade da água

Kaline de Mello¹
Felipe Nogueira Silva²
Roberta Aversa Valente²
Carlos Alberto Vettorazzi¹

¹ Universidade de São Paulo – ESALQ/DEB
Caixa Postal 96 - 13416-000 - Piracicaba - SP, Brasil
{kaline.mello@gmail.com; cavettor@usp.br}

² Universidade Federal de São Carlos – CCTS/DCA
Cep: 18052780- Sorocaba - SP, Brasil
{felipe.nsilva@hotmail.com; roavalen@ufscar.br}

Abstract. Headwater catchments are important areas for the river formation, but they are fragile and are often threatened due to their dependence on land contributions. Thus, their land-use/land-cover patterns can play an important role in the water quality conservation. In this context, the aim of this study was to evaluate the relation of land-use/land-cover patterns with the water quality of two headwater catchments of the same watershed, with the same slope, shape and size in the State of São Paulo, Brazil. The land-use/land-cover pattern was analyzed regarding its composition and configuration, by using landscape metrics. Water quality variables were obtained every two weeks during a hydrological year. We performed a multivariate test to check for differences between the catchments based on the water quality data. The catchments presented similar land-use/land-cover composition but differed in terms of landscape configuration. They showed overall good water quality, but the catchment that has aggregated forest cover showed water quality a little higher than the other, which has higher forest fragmentation. Thus, our results showed that the forest cover contributes to the water quality maintenance, however, the forest fragmentation influences negatively on sediment retention. Agricultural practices in these headwater catchments should be managed in order to ensure the water quality maintenance aiming the water sources conservation downstream.

Palavras-chave: water resources, landscape structure, forest fragmentation, watershed management, recursos hídricos, estrutura da paisagem, fragmentação florestal, manejo de bacias hidrográficas.

1. Introdução

A conversão das paisagens naturais em áreas urbanas e cultiváveis, impulsionada pela necessidade de fornecer recursos, é um dos principais vetores de impactos na quantidade e qualidade dos recursos hídricos (Goldstein, 2012).

Segundo Calijuri e Bubel (2006), as microbacias de cabeceira (1^a a 3^a ordem) representam a base da dinâmica dos processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos dos ecossistemas, que juntos compõem a rede de drenagem de rios maiores (Vannote et al., 1980). São áreas frágeis e frequentemente ameaçadas por perturbações, uma vez que são formadas por riachos que brotam nos terrenos mais íngremes da bacia hidrográfica e são altamente dependentes das contribuições terrestres (Vannote et al., 1980). Esses riachos transportam água, nutrientes, matéria orgânica e sedimentos vindos do meio terrestre, de áreas a montante em direção aos sistemas a jusante (Gomi et al., 2002).

O uso do solo no entorno de nascentes tem fundamental importância na qualidade da água de riachos e, a presença de vegetação natural contribui para a conservação do recurso hídrico (Zanata et al., 2015). A vegetação pode exercer um papel importante sobre os ciclos biológicos e biogeoquímicos nas bacias hidrográficas, como proteção contra processos erosivos, assoreamento dos corpos de água, retenção de poluentes, lixiviação excessiva de nutrientes e elevação da temperatura da água (Tanaka et al., 2016). Além da composição do uso do solo, estudos recentes mostram que o nível de fragmentação da paisagem também pode estar

relacionado à piora na qualidade da água (Ding et al., 2016). Essas relações podem, entretanto, variar de acordo com as características hidrológicas e podem ser influenciadas por inúmeros fatores, que variam de escala local a regional (Wang et al., 2013). Essas relações em microbacias de cabeceira e em zonas ripárias ainda são pouco estudadas (Tudesque et al., 2014). O entendimento das relações dos padrões de uso do solo com a qualidade da água é de extrema importância, não só para proteger localmente os riachos de cabeceira, mas também para garantir a melhoria da qualidade da água dos rios a jusante (Ding et al., 2016).

Nesse sentido, o presente estudo objetivou avaliar a relação dos padrões de uso e cobertura do solo com a qualidade da água de duas microbacias de cabeceira da mesma bacia hidrográfica.

2. Metodologia do trabalho

1.1. Área de Estudo

As microbacia de estudos, regionalmente nomeadas como Gurgel e Vieirinhas, formam as nascentes do rio Pirapora, localizadas no município de Piedade, estado de São Paulo Figura 1, entre as coordenadas 23°40'1,04" S e 23°44'0,56" S, e 49°53'57,38" W e 49°54'6,35" W. Ambas possuem tamanho, forma e declividade média semelhantes.

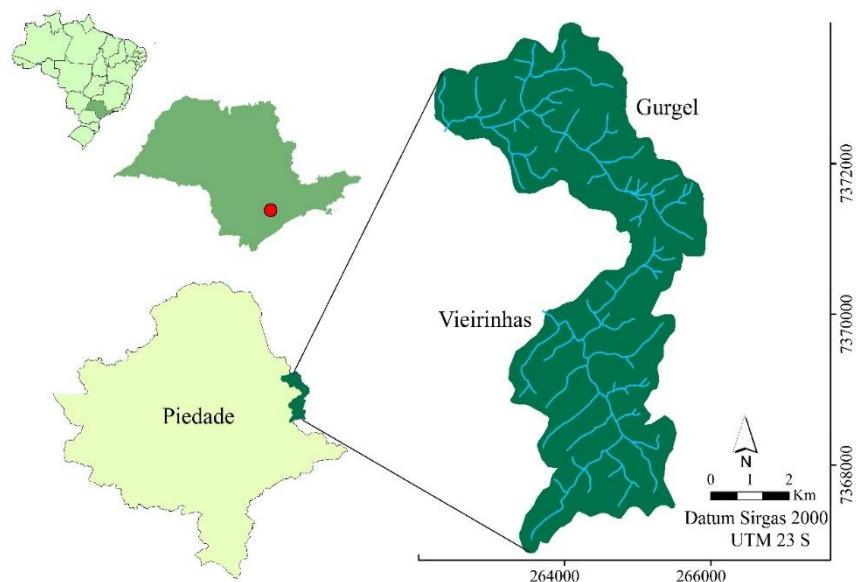


Figura 1. Localização das microbacias de estudo no município de Piedade, estado de São Paulo.

O rio Pirapora pertence à Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Rio Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10), e é um importante manancial da região para o abastecimento público, pois abastece os municípios de Piedade, Salto de Pirapora e Araçoiaba da Serra.

O município de Piedade apresenta uma população residente total de 52.143 e população rural de 28.383 habitantes (IBGE, 2010), ou seja, cerca de 54% da população vive nas áreas rurais, o que é uma peculiaridade para o estado de São Paulo. A região caracteriza-se pela atividade agrícola com domínio de culturas temporárias, sendo comum plantios de cebola, batata, alcachofra, abóbora, caqui, batata-doce, morango, entre outras.

A área de estudo compreende solos do tipo Argissolos (Oliveira, 1999), com altitude local variando de 870 a 1.200 m e o relevo caracterizado por morros com declividades médias a altas (Carneiro et al. 1981). Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante do município é classificado como *Cwa*: temperado úmido, com inverno seco e verão quente, com

precipitação média anual entre 1.354,7 e 1.807,7 mm (CEPAGRI, 2014). A temperatura média diária nos meses mais quentes é de 22,8°C e nos meses mais frios de 15,8°C (CEPAGRI, 2014). A vegetação original da região pode ser classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (IBGE, 2012) ou Submontana (Oliveira-Filho; Fontes 2000), sendo considerada floresta de transição entre a floresta atlântica de encosta e a Floresta Estacional Semidecidual do interior de São Paulo.

1.2. Uso e cobertura do solo e estrutura da paisagem

Foram elaborados mapas de uso e cobertura do solo para cada microbacia, tendo por base as imagens orbitais SPOT. Os mapas foram elaborados pelo método de classificação digital visual, por meio de vetorização em tela no programa ArcGIS, na escala 1:8.000 e checagem de campo com auxílio de receptor GPS. Foram definidas sete classes de uso e cobertura do solo sendo elas: corpo de água, várzea, floresta nativa, silvicultura, pastagem, agricultura (cultura temporária) e área urbana.

A avaliação da estrutura da paisagem teve por base o mapeamento de uso e cobertura do solo, a partir do qual calculou-se as seguintes métricas de Ecologia de Paisagens, as quais foram descritas por McGarigal et al. (2012):

- PLAND – porcentagem das classes de uso e cobertura do solo;
- NP – número de fragmentos. Neste estudo calculou-se apenas para os fragmentos florestais;
- DP – densidade de fragmentos florestais, obtida pelo número de fragmentos em 100 hectares de paisagem;
- LPI – índice do maior fragmento, obtido pela porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento;
- AREA-CV – coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos, obtido pela divisão do desvio padrão do tamanho dos fragmentos pela média das áreas;
- SHAPE-MN – índice de forma médio dos fragmentos. O SHAPE de cada fragmento é calculado pelo perímetro do fragmento dividido pela raiz quadrada da área e dividido por 4, onde a forma mais arredondada terá SHAPE=1;
- ED – densidade de bordas de fragmentos florestais, obtido pela soma de todas as bordas dividida pela área total em hectares.

1.3. Qualidade da água

Foram efetuadas coletas e medições quinzenais na foz das microbacias, durante um ano hidrológico (outubro de 2013 a outubro de 2014), totalizando 24 coletas por microbacia. Avaliou-se os seguintes parâmetros de qualidade da água: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, coliformes totais, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos orgânicos, sólidos suspensos inorgânicos e turbidez.

Uma sonda eletrônica foi utilizada para obtenção dos parâmetros temperatura (T), potencial hidrogeniônico (PH) e oxigênio dissolvido (OD). A turbidez foi mensurada por aparelho Turbidímetro digital, de bancada em laboratório. O nitrogênio total (NT) foi obtido pelo método de digestão (APHA, 2005) e o fósforo total (PT) foi obtido por método de espectrofotometria (APHA, 2005).

Utilizou-se o método gravimétrico para a obtenção dos sólidos suspensos, com filtragem de 500 ml, obtendo-se: Sólidos suspensos totais (ST): Porção do resíduo total retida no filtro (P1 - P2); Sólidos suspensos fixos ou inorgânicos (SI): Porção do sólido suspenso total, que resta após a calcinação a 550°C por 1 h (P3 - P1); e Sólidos suspensos voláteis ou orgânicos (SO): Porção do sólido suspenso total que se perde na calcinação da amostra a 550°C por 1h ((P1-P2)-P3). Para a obtenção de coliformes fecais foi utilizado o método de Tubos múltiplos

(CETESB, 1993), sendo obtidos resultados de Coliformes Totais (CT) e Coliformes Fecais (CF). Os resultados são expressos em NMP (número mais provável) por 100ml de amostra.

Também foram obtidos os valores de vazão dos rios, com a utilização de um micromolinetete. O cálculo da vazão foi obtido pelo método de seção média (Santos al., 2001).

Para obter o padrão das variáveis de qualidade da água, nas microbacias, calculou-se a média e o desvio padrão. Já com o intuito de identificar as diferenças entre as microbacias e, ainda, quais os parâmetros de qualidade da água são responsáveis por essa diferença, aplicou-se uma análise de variância multivariada (MANOVA), com a utilização do teste de Hotelling-Lawley. As análises estatísticas foram conduzidas nos programas R 3.3.1.

3. Resultados e Discussão

Ambas as microbacias apresentam predominância de área ocupada por remanescentes de floresta nativa Figura 2. Na microbacia do Gurgel, obteve-se 55,16% de sua área com fragmentos florestais e na Vieirinhas 57,40%. A agricultura ocupa a segunda maior classe, correspondendo a aproximadamente 27% da primeira e 23% da segunda. Isso gera a preocupação com o manejo adequado dessa atividade para a manutenção da qualidade da água do rio Pirapora. As microbacias, contudo, apresentaram em geral boa qualidade da água, se enquadrando em rios de classe I segundo a Resolução CONAMA 357/05. O terceiro uso do solo é representado por pastagens, que ocupa 11,50% na microbacia do Gurgel e 12% da Vieirinhas.

No caso da microbacia do Gurgel se tem 3,28% de sua área ocupada por silvicultura, 1,77% coberta por várzea, 1,14% por áreas que estão urbanizadas e 0,50 por corpos de água. Estes usos e cobertura do solo correspondem, respectivamente, na segunda microbacia a 1,92%, 1,40%, 3,47% e 0,75% de sua área total.

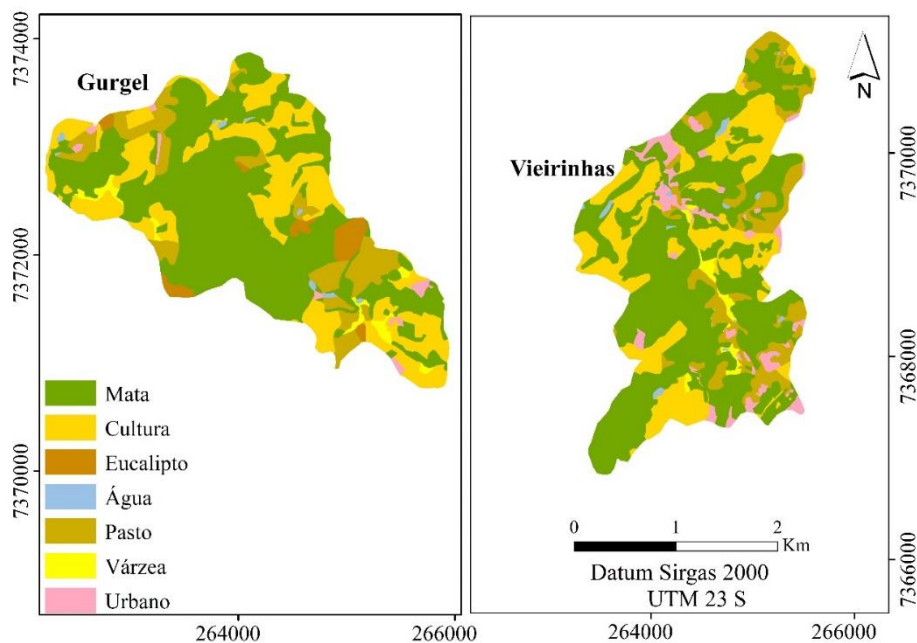


Figura 2. Uso e cobertura do solo das microbacias de cabeceira do rio Pirapora, SP.

Apesar das microbacias serem marcadas pela presença de cobertura florestal nativa, elas apresentam diferenciações quanto à configuração e distribuição espacial dos fragmentos florestais. O número e densidade de fragmentos (NP e DP) foi semelhante em ambas as microbacias, porém Vieirinhas apresentou menor índice do maior fragmento (LPI) e menor coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos (AREA-CV), enquanto que apresentou

maior valor do índice de forma médio dos fragmentos (SHAPE-MN) e de densidade de bordas (ED) Tabela 1.

O valor superior de SHAPE-MN na microbacia do Vieirinhas se deve ao fato de que esta apresenta fragmentos bastante irregulares, superando o valor de 3. Segundo Forman (1995), valores de forma entre 3 e 4 são considerados altos, representando fragmentos florestais bastante irregulares.

A microbacia do Vieirinhas, que possui fragmentos mais alongados, maior área de borda e cobertura florestal menos agregada, apresentou qualidade da água inferior à microbacia do Gurgel. Ding et al. (2016) mostrou que paisagens com área florestal mais agregada tendem a ter maior habilidade na absorção e fixação de poluentes do que paisagens com áreas florestais dispersas. A microbacia do Gurgel apresentou a espacialização da floresta mais agrupada do que a microbacia do Vieirinhas, com LPI de 40,56%, enquanto que Vieirinhas obteve valores superiores de SHAPE-MN e ED em relação à do Gurgel. Outros estudos também indicaram correlação negativa entre SHAPE-MN e ED com a qualidade da água (Uemaa et al., 2005). Os dois maiores fragmentos da microbacia do Vieirinhas apresentaram $SHAPE > 3$, sendo que o maior valor para a do Gurgel foi de 2,97. O valor alto de ED para a microbacia do Vieirinhas evidencia o maior efeito de borda a que esses fragmentos estão submetidos em relação à microbacia do Gurgel. O valor maior de AREA-CV para a microbacia do Gurgel tem relação com o valor alto de área de seu maior fragmento, que representa 40,56% da paisagem.

Tabela 1. Métricas de ecologia da paisagem para os fragmentos florestais (FF) das microbacias de cabeceira do rio Pirapora, SP.

Métricas (FF)	Microbacia	
	Gurgel	Vieirinhas
NP	18	19
DP (NP/100ha)	3,28	3,18
LPI (%)	40,56	26,87
AREA-CV (%)	300	218
SHAPE-MN	1,57	1,75
ED (m/ha)	69,25	91,02

Sendo: NP: número de fragmentos florestais; DP: densidade de fragmentos; LPI: índice do maior fragmento; AREA-CV: coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos; SHAPE-MN: índice de forma médio dos fragmentos; e ED: densidade de bordas dos fragmentos.

Observa-se que a microbacia do Vieirinhas possui média e desvio padrão superiores em relação à microbacia do Gurgel para alguns dos parâmetros (Tabela 2). A MANOVA confirmou essa observação, indicando que há diferença significativa entre as duas microbacias em relação à qualidade da água (Hotelling-Lawley's $\lambda = 2,86$; $F = 6,55$; $P = 0.001$). Segundo essa análise, os parâmetros de qualidade da água responsáveis por essa diferença foram ST, SI, SO, Turbidez e CT. Temperatura, PH, OD, NT, PT e CF não apresentaram valores significativos diferentes entre as duas microbacias.

Para PH, a média foi em torno de 6 para as duas microbacias, ligeiramente ácido (<7). Para OD, os valores ficaram acima de 6mg.L^{-1} sendo que concentrações limitantes para a maioria dos vertebrados e invertebrados aquáticos é abaixo de 3mg.L^{-1} , ou seja, o ambiente aquático de ambos os riachos é propício para a vida aquática e o oxigênio dissolvido não representa um fator limitante para sua sobrevivência. Além de apresentar maiores concentrações de sólidos (ST, SI e SO), turbidez e coliformes totais, a microbacia do Vieirinhas obteve maior variação nos valores desses parâmetros, o que também é um indicativo de perturbação antrópica nos recursos hídricos. Sólidos e turbidez estão correlacionados, uma vez

que ambos correspondem às partículas presentes na água. Segundo Mansor et al. (2006), a poluição difusa em áreas rurais é devida, em grande parte, ao escoamento superficial em solos agrícolas, que levam sedimentos e nutrientes ao leito do rio. Gonzales-Inca et al. (2015) identificaram que o aporte de sedimento e nutrientes no rio vindo das áreas agrícolas em microbacias na Finlândia é acentuado em períodos chuvosos.

Em geral, os valores de turbidez se mantiveram abaixo de 20 NTU nas duas microbacias, sendo que Vieirinhas apresentou maiores valores para esse parâmetro. Apenas em três coletas na microbacia do Vieirinhas foram encontrados valores superiores a 20 NTU, sendo 27, 31 e 56,7 NTU. A mesma tendência é observada para ST, SI e SO, onde Vieirinhas apresentou médias superiores à microbacia do Gurgel.

Em relação aos nutrientes, as microbacias apresentaram valores semelhantes de concentrações de nitrogênio total com médias em torno de 0,2 mg/L. Vieirinhas apresentou média superior para concentração de fósforo (56,5 µg/L) em relação à microbacia do Gurgel (49,7 µg/L) Tabela 2, porém a diferença não foi estatisticamente significativa. Os valores de nitrogênio não variaram muito durante o período estudado, com um DP de 0,15 mg/L para ambas microbacias. Por outro lado, os valores de PT variaram durante o ano de observação, com desvio padrão entre 35 e 37 µg/L. Destaca-se que em três coletas, as duas microbacias apresentaram valores de PT superiores a 0,01 mg/L.

Vieirinhas apresentou valor superior de coliformes totais em relação à microbacia do Gurgel, porém não para coliformes fecais. Com relação à presença de coliformes fecais, em geral, as microbacias apresentaram valores inferiores a 200 NMP, com apenas três valores superiores nas na microbacia do Gurgel e quatro na microbacia do Vieirinhas, sendo que a média em ambas as microbacias se manteve próxima a 100 NMP.

Tabela 2. Variáveis de qualidade de água (QA), com seus valores médio (M) e de desvio padrão (DP), para as microbacias de cabeceira do rio Pirapora, SP.

QA	Gurgel		Vieirinhas	
	M	DP	M	DP
T (C°)	13,52	2,76	13,81	2,44
PH	5,78	0,93	6,40	0,92
OD (mg/L)	7,75	0,73	8,04	0,74
NTU	13,95	3,59	17,9	9,28
ST (mg/L)	5,15	3,03	11,51	6,29
SI (mg/L)	2,80	2,35	7,22	4,97
SO (mg/L)	2,35	0,90	4,29	1,47
NT (mg/L)	0,22	0,15	0,21	0,15
PT (µg/L)	49,66	35,43	56,52	36,68
CT (NMP)	298	415	540	544
CF (NMP)	106	134	102	134

sendo T=temperatura; PH=potencial hidrogeniônico; OD=oxigênio dissolvido; NTU=turbidez; ST=sólidos suspensos totais; SI=sólidos suspensos inorgânicos; SO=sólidos suspensos orgânicos; NT=nitrogênio total; PT=fósforo total; CT=coliformes totais; CF=coliformes fecais.

No presente estudo, a turbidez e os sólidos na água estão associados às variações de vazão, mostrando que o aporte de sedimento nos riachos é influenciado pelo aumento do escoamento superficial, o que é esperado para rios tropicais (Uriarte et al., 2011). Essa relação foi mais acentuada na microbacia do Vieirinhas, mostrando que a fragmentação florestal interfere negativamente no potencial de retenção dessas partículas para o rio.

Nesse sentido, a configuração da paisagem é um aspecto importante a ser considerado no manejo de microbacias de cabeceira, uma vez que influencia na qualidade da água. A conservação e a configuração das áreas florestais nas microbacias é de extrema importância para garantir a manutenção da qualidade da água para o abastecimento público, e o manejo agrícola deve ser feito de forma a minimizar o aporte de sedimentos e de nutrientes nos corpos de água, considerando as variações hidrológicas sazonais e o relevo geralmente declivoso dessas regiões.

4. Conclusões

A cobertura florestal contribui para a manutenção da qualidade da água, sendo que ambos os riachos podem ser classificados como de classe I. A presença de atividades agrícolas, entretanto, representa uma fonte de sedimentos e nutrientes como o fósforo que são levados ao corpo de água pelo escoamento superficial. Além da composição da cobertura e uso do solo, a configuração da paisagem exerce influência na qualidade da água, sendo que a fragmentação florestal tem impacto negativo sobre a retenção de sedimentos, principalmente em períodos chuvosos.

Agradecimentos

Agradecemos à FAPESP pelo apoio à pesquisa (processo n. 2013/03586-6), à UFSCar Sorocaba e USP São Carlos pelo apoio no processo laboratorial.

Referências

- APHA (American Public Health Association). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21st Ed. Washington, 2005.
- Calijuri, M.C.; BubeL, A.P.M. Conceituação de microbacias. In: Lima, W.P.; Zakia, M.J.B. (Orgs). **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RIMA, 2006.
- Carneiro, C.D.R., Bistrichi, C.A., Ponçano, W.L., Almeida, M.A. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo, 1981.
- Centro de Pesquisas Meteorológicas E Climáticas Aplicadas À Agricultura (CEPAGRI). Disponível em http://www.cpa.unicamp.br/outras_informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html (último acesso em 23/03/2014).
- Ding, J.; Jiang, Y.; Liu, Q.; Hou, Z.; Liao, J.; Fu, L.; Peng, Q. 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, p.205-2016, 2016.
- Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Classificação de Solos do Estado de São Paulo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1999.
- Forman, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and region**. New York: Cambridge Press, 1995. 632 p.
- Goldstein, J.H. et al. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. **PNAS**, v. 109, n. 19, p. 7565-7570, 2012.
- Gomi, F.; Sidle, R.C.; Richardson, J.S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 905-916, 2002.

Gonzales-Inca, C.A.; Kalliola, R.; Kirkkala, T.; Lepisto, A. Multiscale landscape pattern affecting on stream water quality in agricultural watershed, SW Finland. **Water resources management**, v. 29, p. 1669-1682, 2015.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística (IBGE). Censo Demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br>>.

MCgarigal, K.; Cushman, S.A.; Ene, R. **FRAGSTATS v.4**: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. University of Massachusetts, Amherst, 2012.

Oliveira, J.B.; Camargo, M.N.; Rossi, M.; Calderano-filho, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agrônômico; Rio de Janeiro: EMBRAPA; Solos, 1999. 64p.

Oliveira-filho, A.T., Fontes, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, 32(4b):793-810, 2000.

Santos, I.; Fill, H.D.; Sugai, M.R.V.; Buba, H.; Kishi, R.T.; Marone, E.; Lautert, L.F.C. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Lactec, 2001. 372 p.

Tanaka, M.O.; Souza, A.L.T.; Moschini, L.E.; Oliveira, A.K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 33-339, 2016.

Tudesque, L.Ç Tisseuil, C.; Lek, S. Scale-dependent effects of land cover on water physico-chemistry and diatom-based metrics in a major river system, the Adour-Garonne basin (South Western France). **Science of the Total Environment**, v. 466, p. 47-55, 2014.

Uriarte, M.; Yackulic, C.B.; Lim, Y.L.; Arce-Nazario, A.J. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, v.26, p. 1151-1164, 2011.

Uuemaa, E.; Roosaare, J.; Mander, U. Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale. **Hydrology Research**, v. 38, p. 125-138, 2007.

Vannote, R. L., Mishall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. The River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, n. 37, p. 130-137, 1980.

Wang, R.; Xu, T.; Yu, L.; Zhu, J.; Li, X. Effects of land use types on surface water quality across an anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hun River, Northeast China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 4141-4151, 2013.

Zanata, M.; Pissarra, T.C.T.; Ferraudo, A.S.; Ranzini, M.; Campos, S. Effect of soil use on the quality of water resource in watershed using multivariate statistical analysis. **Irriga**, v.20, n.4, p. 776-789, 2015.