

Artigo Técnico

Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana

Relationship between patterns of use and occupation of soil and water quality in an urban watershed

João Paulo Cunha Menezes¹, Ricardo Parreira Bittencourt², Matheus de Sá Farias², Italoema Pinheiro Bello³, Ronaldo Fia⁴, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira⁵

RESUMO

O uso e a ocupação do solo alteram sensivelmente os processos físico-químicos e biológicos dos sistemas naturais. Dessa forma, os mananciais de superfície são integradores dos fenômenos ocorrentes sobre a área da bacia hidrográfica. Assim, os objetivos do trabalho foram explorar a variabilidade temporal e espacial da qualidade da água e avaliar as possíveis relações entre os padrões de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho. Foram coletadas amostras de água em dois períodos (verão e inverno) e em 15 seções ao longo do curso d'água. Verificou-se forte influência temporal e espacial na qualidade das águas, e foram apresentadas no período de inverno as maiores concentrações de nutrientes (Cl, P, NO₃), condutividade elétrica e matéria orgânica. Esses valores interferem nos valores do Índice de Qualidade da Água, que varia entre 84 e 9 no período do verão e 66 e 6 no inverno. Quanto à trofia dos mananciais, foram encontrados valores médios de Índice de Estado Trófico de 30 no período chuvoso e de 93 no inverno. No tocante aos padrões de uso do solo, observaram-se fortes relações na qualidade da água nos dois períodos avaliados; a principal fonte de contaminação são as áreas urbanas. O Ribeirão Vermelho e seus afluentes apresentam forte influência das formas de uso e ocupação do solo confirmada pela entrada de matéria orgânica e de nutrientes nos sistemas hídricos por meio do lançamento de esgoto doméstico sem tratamento e pela agropecuária na rede de drenagem da bacia.

Palavras-chave: córregos urbanos; riachos tropicais; qualidade da água.

ABSTRACT

Land use significantly alters the physicochemical and biological processes of natural systems. Thus, surface water sources are integrators of phenomena occurring on the catchment area. In this way, the study aimed to explore the spatial and temporal variability of water quality, and to assess the possible relationships between patterns of land use of the Ribeirão Vermelho basin. Water samples were collected in two periods (summer and winter) and in 15 sections along the watercourse. There has been strong temporal and spatial influence on water quality, and winter period showed the highest nutrient concentrations (Cl, P, NO₃), electrical conductivity and organic matter. These values influence the values of the Water Quality Index, ranging from 84 to 9 in the summer period and 66 to 6 in the winter. With respect to trophic conditions of water sources, average values of Trophic State Index of 30 were verified during the rainy season and 93 in winter. Regarding land use patterns, strong relationships in water quality in both periods were observed, the main source of contamination are urban areas. Ribeirão Vermelho and its effluent have shown strong influence of the forms of land use and occupation evidenced by the input organic matter and nutrients in water systems through domestic sewage release untreated and by agriculture in the drainage system of the basin.

Keywords: urban streams; tropical streams; water quality.

¹Doutorando em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas na Universidade Federal de Lavras (UFLA) - Lavras (MG), Brasil. Mestre em Produção Vegetal na linha de Planejamento e Manejo de Recursos Hídricos pelo Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) - Vitória (ES), Brasil.

²Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA - Lavras (MG), Brasil.

³Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFLA. Bolsista no programa Bolsa Institucional de Pesquisa oferecida pela UFLA, Departamento de Engenharia/Setor de Água e Solo - Lavras (MG), Brasil.

⁴Doutor em Engenharia Agrícola (Recursos Hídricos e Ambientais) pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professor adjunto do Departamento de Engenharia da UFLA e coordenador do curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária também da UFLA - Lavras (MG), Brasil.

⁵Doutor em Engenharia Agrícola pela UFV. Professor associado III do Departamento de Engenharia da UFLA - Lavras (MG), Brasil.

Endereço para correspondência: João Paulo Cunha Menezes - Campus Universitário, Caixa Postal 3037 - CEP 37200-000 - Lavras (MG), Brasil - E-mail: jpaulo_bio@hotmail.com.

Recebido em: 29/01/15. **Aceito em:** 22/12/15. **Reg. ABES:** 145405.

INTRODUÇÃO

A contaminação dos ecossistemas aquáticos resultante das atividades antropogênicas constitui uma das grandes preocupações ecológicas dos últimos anos. Particularmente, a má gestão do uso do solo, aliada ao crescimento da população e à expansão industrial observada nas últimas décadas, tem provocado o decréscimo da qualidade da água de rios, lagos e reservatórios (ALLAN, 2004; MENEZES *et al.*, 2014; DUPASA *et al.*, 2015; FIA *et al.*, 2015).

Os padrões de uso do solo têm importante influência sobre a qualidade da água (superficial e subterrânea) e os ecossistemas aquáticos dentro de uma bacia hidrográfica (LEE *et al.*, 2009; TRAN *et al.*, 2010; ROTHWELL *et al.*, 2010; BU *et al.*, 2014; MENEZES *et al.*, 2014; DUPASA *et al.*, 2015; FIA *et al.*, 2015). Inúmeros problemas relacionados com a qualidade da água são causados pelo mau uso do solo, como urbanização, atividades industriais e agrícolas (NGOYE; MACHIWA, 2004; KANG *et al.*, 2010; DUPASA *et al.*, 2015). Geralmente, o uso e o manejo das terras agrícolas têm forte influência sobre as concentrações de nutrientes na água, como o nitrogênio e o fósforo (NGOYE; MACHIWA, 2004; WOLI *et al.*, 2004; BU *et al.*, 2014). Já em áreas urbanas e industriais o uso e a ocupação do solo têm sido associados com a poluição orgânica, bem como metais pesados e nutrientes (LI *et al.*, 2009; KANG *et al.*, 2010).

Dessa forma, os rios são particularmente vulneráveis às transformações nos ecossistemas, uma vez que integram a paisagem e suas características físico-químicas refletem tanto a configuração geológica que drenam quanto os insumos da bacia circundante (ALLAN, 2004; PICKETT *et al.*, 2011). Logo, a avaliação físico-química das águas pode ser usada para medir os efeitos que as atividades humanas têm sobre o ambiente (LIMBURG; SCHMIDT, 1990; JONES *et al.*, 1999; BIS *et al.*, 2000; RIVAMURRAY *et al.*, 2002; WOODCOCK *et al.*, 2006; ALVES *et al.*, 2013).

Embora os impactos negativos das transformações da paisagem na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos sejam bem documentados (LIMBURG; SCHMIDT, 1990; WOODCOCK *et al.*, 2006; CHRISTOPHER *et al.*, 2010; ALI *et al.*, 2012; PURANDARA *et al.*, 2012; ALVES *et al.*, 2013; KOÇER; SEVGILI, 2014), a importância da urbanização e da agricultura para corpos d'água continua sendo um tópico a ser discutido a fim de prever o potencial poluidor de um determinado uso e desenvolver práticas de gestão de bacias hidrográficas.

O trabalho teve como objetivos: caracterizar a variabilidade temporal e espacial da qualidade da água em uma bacia hidrográfica fortemente afetada pela urbanização e avaliar a relação entre a qualidade da água e o uso do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada na mesorregião sul do estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 21°11' a 21°16' de latitude Sul

e 44°57' a 45°03' de longitude Oeste, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Ribeirão Vermelho, Lavras, Minas Gerais. A nascente do Ribeirão Vermelho, bem como seus principais afluentes, encontra-se na zona urbana da cidade de Lavras, que, pelo censo de 2010, apresentou cerca de 90 mil habitantes (IBGE, 2010). Após percorrer aproximadamente 15 km, o Ribeirão Vermelho deságua no Rio Grande, um dos principais formadores da bacia hidrográfica do Paraná. Embora a coleta de esgoto seja realizada em uma grande percentagem da área, algumas áreas contam com sistemas sépticos ou ligações clandestinas.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é classificado como Cwb, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical. A temperatura média anual é de 19,3°C, tendo nos meses mais quente e mais frio temperaturas médias de 21,3 e 15,1°C, respectivamente, e a precipitação total anual média de 1.530 mm (ALVARES *et al.*, 2013).

Para a análise da água, foram coletadas amostras em 15 pontos, dos quais nove eram no canal principal do Ribeirão Vermelho (P1-P9) e seis nos principais tributários (T1-T6), conforme observado na Figura 1. Os pontos P1, T1 e T2 representam as principais nascentes do Ribeirão Vermelho; os pontos P2 a P7 e T3 a T5 estão localizados dentro do perímetro urbano do município de Lavras, sob forte impacto antropogênico; e os pontos P8, P9 e T6 ficam na zona rural do município. No período do inverno, não foi realizada coleta no ponto P5, pois o referido trecho estava passando por adequações em sua seção transversal e revestimento com estruturas de gabião, causando modificações de suas características hidráulicas. Os pontos de amostragem foram escolhidos de acordo com o posicionamento dos tributários do córrego e da distribuição das possíveis fontes de poluição na paisagem. Nesses pontos foram coletadas amostras em cinco períodos diferentes entre os meses de fevereiro e outubro (21 de fevereiro, 2 de maio, 9 de julho, 12 de setembro, 17 de outubro) de 2014, representando duas épocas amostrais (verão e inverno).

A amostragem da água nos diferentes pontos foi do tipo manual e próximo à superfície, em razão da pouca profundidade dos mananciais. Utilizaram-se recipientes plásticos com volume de 1 L. Após a coleta, as amostras de água foram encaminhadas ao Laboratório de Qualidade de Água do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), para a determinação das seguintes características físicas, químicas e biológicas: cloretos (Cl⁻, método titulométrico do nitrato de prata), coliformes termotolerantes (CT, método dos tubos múltiplos), condutividade elétrica (CE, condutivímetro), demanda bioquímica de oxigênio (DBO, método iodométrico), potencial hidrogeniônico (pH, potenciometria), fósforo total (PT) e fosfato (PO₄⁻³) por colorimetria pelo método do vanado-molibdato, nitrato (N-NO₃⁻, método do salicilato), oxigênio dissolvido (OD, método iodométrico), série de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos

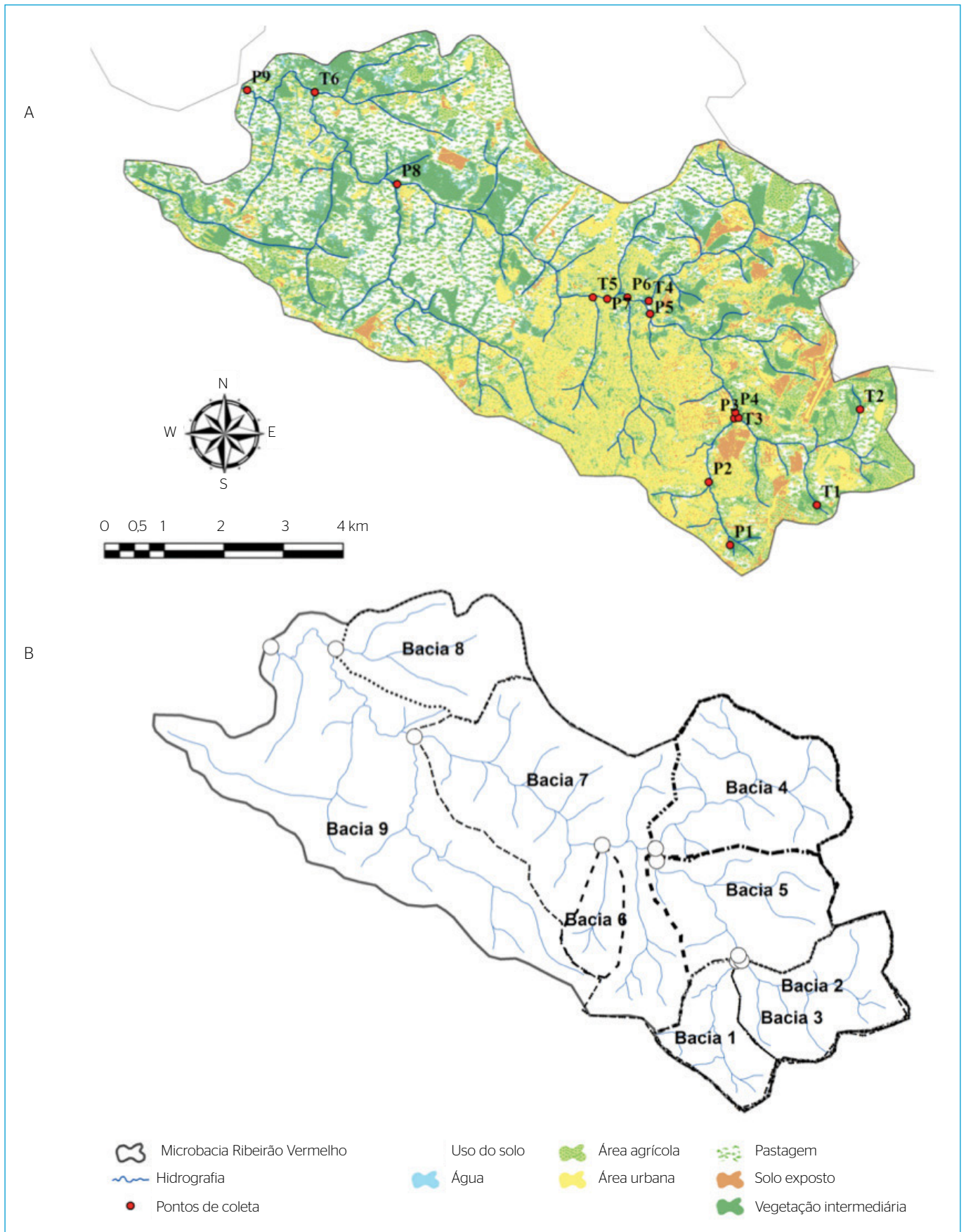


Figura 1 - Bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho e identificação dos pontos de coleta de água e sedimento. Avaliação do uso e ocupação do solo (A); e divisão das sub-bacias (B).

totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS) e sólidos dissolvidos (SD) (toda a série pelo método gravimétrico), temperatura (T) e turbidez (método nefelométrico). Todas as análises físico-químicas foram baseadas no *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005).

Além das coletas de água, fez-se a amostragem do sedimento do fundo dos mananciais em todos os pontos monitorados, com a finalidade de analisar a distribuição granulométrica do sedimento e a quantidade de matéria orgânica (MO) presente. A granulometria do sedimento foi determinada após secagem das amostras ao ar, por tamisamento em bateria de peneiras com 2, 0,50, 0,25 e 0,063 mm de malha, segundo metodologia proposta por Blott e Pye (2001). Na determinação da quantidade de matéria orgânica presente nos sedimentos, empregou-se o método colorimétrico pela digestão a frio com dicromato de sódio associado ao ácido sulfúrico (RAII; QUAGGIO, 1983).

As medições de temperatura (T) foram feitas no momento das coletas das amostras da água, utilizando-se termômetro digital. Para a determinação da vazão nos diferentes trechos do curso de água avaliados, usou-se o método hidrométrico: em cada ponto de início e final de trecho foi levantada a área molhada da seção transversal (A) do canal por batimetria, e a velocidade média (V) do escoamento da água foi medida com auxílio de medidor de fluxo tipo molinete, e a vazão (Q) obtida pelo emprego da equação da continuidade, ou seja: $Q = V \times A$.

Para o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA), empregaram-se nove parâmetros, tal como proposto pelo IGAM (2005). Para cada parâmetro da Equação 1, que define o IQA, foi utilizado o peso de sua importância na determinação do IQA. Os pesos aplicados para cada variável avaliada foram: para OD (% saturação), 0,17; coliformes termotolerantes (NMP 100 mL⁻¹), 0,15; pH, 0,12; DBO (mg L⁻¹), 0,10; NO₃⁻ (mg L⁻¹), 0,10; PO₄⁻³ (mg L⁻¹), 0,10; turbidez (UNT), 0,08; ST (mg L⁻¹), 0,08; e T (°C), 0,10.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^w \quad (1)$$

em que:

IQA = Índice de Qualidade de Água (0-100);

w_i = peso relativo do *i*-ésimo parâmetro;

q_i = valor do subíndice relativo ao *i*-ésimo parâmetro

n = número de variáveis.

Com base nos valores de IQA, foram utilizados os seguintes indicadores de qualidade da água, segundo a classificação IGAM (2005): excelente ($90 < IQA < 100$), bom ($70 < IQA < 90$), médio ($50 < IQA < 70$), ruim ($25 < IQA < 50$) e muito ruim ($25 < IQA < 0$). De forma

complementar, foi avaliado o Índice de Estado Trófico (IET) do ribeirão. Para o cálculo médio do IET, aplicou-se o modelo matemático modificado por Toledo Jr. (1990) (IET_T) (Equação 2) e o IET_L, proposto por Lamparelli (2004), para ambientes lóticos (Equação 3).

$$IET_T = 10 \times \left[6 - \left(\frac{\ln \left(\frac{80,32}{P} \right)}{\ln 2} \right) \right] \quad (2)$$

$$IET_L = 10 \times \left[6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 \times \ln(P)}{\ln 2} \right) \right] - 20 \quad (3)$$

em que:

IET_T = Índice de Estado Trófico, proposto por Toledo Jr. (1990);

IET_L = Índice de Estado Trófico, de Lamparelli (2004);

P = concentração de fósforo total, mg.L⁻¹

ln = logaritmo natural.

Para a interpretação do estado trófico dos corpos aquáticos, utilizaram-se os seguintes limites: ultraoligotrófico (IET ≤ 47), oligotrófico ($47 < IET \leq 52$), mesotrófico ($52 < IET \leq 59$), eutrófico ($59 < IET \leq 63$), supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) e hipereutrófico (IET > 67).

Para a avaliação da influência do uso do solo na qualidade da água, a bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho foi fragmentada em nove sub-bacias (Figura 1B), delimitadas por meio de seus divisores topográficos, considerando alguns dos pontos de coleta de água preestabelecidos.

As classes de uso do solo foram obtidas com base na interpretação visual por intermédio de técnicas de fotointerpretação das ortofotos, visualização das imagens do GeoEye, do aplicativo Google Earth, e também da inspeção de campo seguindo os fatores de fotointerpretação sugeridos por Loch (1993). As classes definidas foram: água (AG), área agrícola (AA), área urbana (AU), mata secundária (MS), pastagem (PS) e solo exposto (SE). Para a realização da fotointerpretação, criou-se um arquivo tipo *shapefile* no aplicativo ArcGIS 10 do tipo polígono, digitalizado em tela na escala de 1:3.000. Concomitantemente, as classes de uso da terra dentro da área de influência dos poços foram inseridas no banco de dados do ArcGIS 10.

O conjunto de dados de qualidade da água do Ribeirão Vermelho foi submetido à avaliação por meio de análises multivariadas, empregando as técnicas de análises de agrupamento (análise de *cluster*), fatorial (AF) e dos componentes principais (ACP) (WUNDERLIN et al., 2001; SIMEONOV et al., 2003). As análises de agrupamento, AF e ACP foram aplicadas em dados experimentais padronizados pela transformação dos dados a fim de evitar erros de classificação em decorrência

das grandes diferenças de dimensionamento dos dados (LIU *et al.*, 2003). A padronização tende a aumentar a influência de variáveis cuja variância é pequena e reduzir a influência das variáveis cuja variância é grande. Além disso, o procedimento de normalização elimina a influência de medida e torna adimensional os dados. Para avaliação da influência do uso do solo, primeiramente se realizou uma análise descritiva e exploratória dos dados (mínimo, média, máximo, desvio padrão), e, posteriormente, aplicou-se o teste de correlação de Pearson (TIMM, 2002).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros físico-químicos da água nos dois períodos avaliados estão apresentados nas Figuras 2 e 3. Os maiores valores de OD foram constatados nos pontos P1, P2, P3 e T1, os quais representam as áreas pouco afetadas pela urbanização. Em contraste, os maiores valores de Cl⁻, CE e DBO foram observados nos pontos P6, P7, P8 e T5, os quais estão situados à jusante da cidade de Lavras. Quanto à presença de nutrientes, maiores cargas de PT foram encontradas no ponto T6 e de N-NO₃⁻ no ponto T5. No tocante à carga de sólidos na água (ST e turbidez), acharam-se os maiores valores no ponto T4. T6 e T5 são seções com forte ocupação agrícola e urbana, conforme Figura 1A.

A variação na vazão visualizada reflete diretamente na qualidade da água, principalmente na diluição de alguns poluentes, que podem tornar-se tóxicos em uma determinada concentração, além de poder levar à eutrofização e à acidificação dos rios (NILSSON; RENÖFÄLT, 2008).

A temperatura da água indicou acréscimo em direção à foz do ribeirão (Figura 2). Os corpos de água naturais apresentam variações de temperaturas sazonais em razão do regime climático normal (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade influenciam a temperatura superficial. Como os cursos de água avaliados são pouco profundos, verificou-se forte influência da temperatura ambiente na temperatura da água durante o verão, entretanto no inverno os tributários do Ribeirão Vermelho influenciaram mais a temperatura da água do que o ambiente (Figura 2). Locais que recebem despejos orgânicos decorrentes de esgoto sanitário demonstraram tendência de elevação da temperatura. Além disso, o aumento do canal do ribeirão ao longo do percurso provocou maior exposição à radiação solar e, conseqüentemente, aumento da temperatura da água.

As altas concentrações de OD encontradas nos pontos da cabeceira da bacia hidrográfica em contraste aos maiores valores de DBO na foz estão relacionadas ao grau de preservação e perturbação das áreas próximas às seções monitoradas. Apesar de a bacia hidrográfica conter na sua totalidade área ocupada pela urbanização, em menores ou maiores taxas, as nascentes ainda apresentam áreas florestais que permitem a

manutenção da qualidade da água em função do efeito filtro da vegetação. Esse comportamento também é observado nos pontos em que existe área de pastagem, porém esses fragmentos não garantem a total preservação dos mananciais hídricos. Conforme a Figura 3, todas as seções monitoradas, mesmo as mais preservadas (nascentes), exibiram contaminação por CT.

A presença de CT nas nascentes provavelmente está relacionada com o livre acesso de animais bovinos, os quais circulam livremente nessas áreas, trazendo prejuízo à qualidade das águas (FIA *et al.*, 2015). Para as seções de monitoramento dentro da área urbana, o lançamento de esgotos domésticos provavelmente foi a principal contribuição para o aumento dos CT ao longo do Ribeirão Vermelho e de seus afluentes, impedindo o uso desses mananciais para a prática esportiva de contato primário.

Os maiores valores de DBO encontrados foram verificados dentro (P1, T1 e T2) e depois (P8, P9 e T6) do percurso do ribeirão na área urbana do município de Lavras. Apesar de o município conter uma estação de tratamento de esgoto (ETE), ainda é possível ver lançamentos clandestinos de esgoto e resíduos sólidos urbanos no canal principal do ribeirão.

Com relação ao pH e a outros elementos (PT, N-NO₃⁻, Cl⁻, ST e condutividade elétrica), observou-se incremento nos valores após a passagem do ribeirão pela área urbana. O aumento desses nutrientes reflete a influência da área urbana na qualidade da água, conforme já mencionado por Walsh *et al.* (2005), o que os autores chamaram de “síndrome de córregos urbanos”.

Por meio dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, pôde-se estabelecer o IQA para os cursos d'água da bacia do Ribeirão Vermelho. Os IQA determinados nos dois períodos mostram maiores valores de IQA nos pontos P1, T1 e T2 e menores valores nos pontos T3, T4, P6 e P7, entretanto os IET apresentaram menores valores nos pontos P1, T1 e T2 e maiores valores nos pontos T4, P6 e P7 (Figura 4).

Os valores de IQA variaram no período de verão de 9 (muito ruim) a 84 (bom) e no inverno de 6 (muito ruim) a 66 (médio). Os maiores valores de IQA estão associados à cabeceira da bacia hidrográfica, onde se localizam as nascentes e áreas de preservação. Entretanto, por se tratar de nascentes, os valores encontrados são relativamente baixos comparados com os dos demais pontos. Fia *et al.* (2015), trabalhando na mesma bacia hidrográfica, alcançaram valores menores de IQA para a mesma região, mostrando ligeira melhora da qualidade da água no decorrer do tempo. Os demais pontos amostrais ao longo do Ribeirão Vermelho e de seus afluentes tiveram suas águas classificadas como de qualidade média a ruim em direção à sua foz. Todavia, após a passagem do ribeirão pela área urbana do município de Lavras, observou-se comportamento de depuração da qualidade de suas águas, não chegando a um nível aceitável para preservação de espécies nem utilização para consumo (Figura 4).

É importante salientar que, para uma avaliação rigorosa da qualidade de corpos de água, não se deve ficar restrito apenas a um índice de qualidade. Assim, como forma complementar para o melhor

entendimento da qualidade da água do Ribeirão Vermelho, foi avaliado o índice de trofia para os diferentes pontos. Pelos resultados obtidos para o índice de estado trófico, verificou-se um ambiente oligotrófico

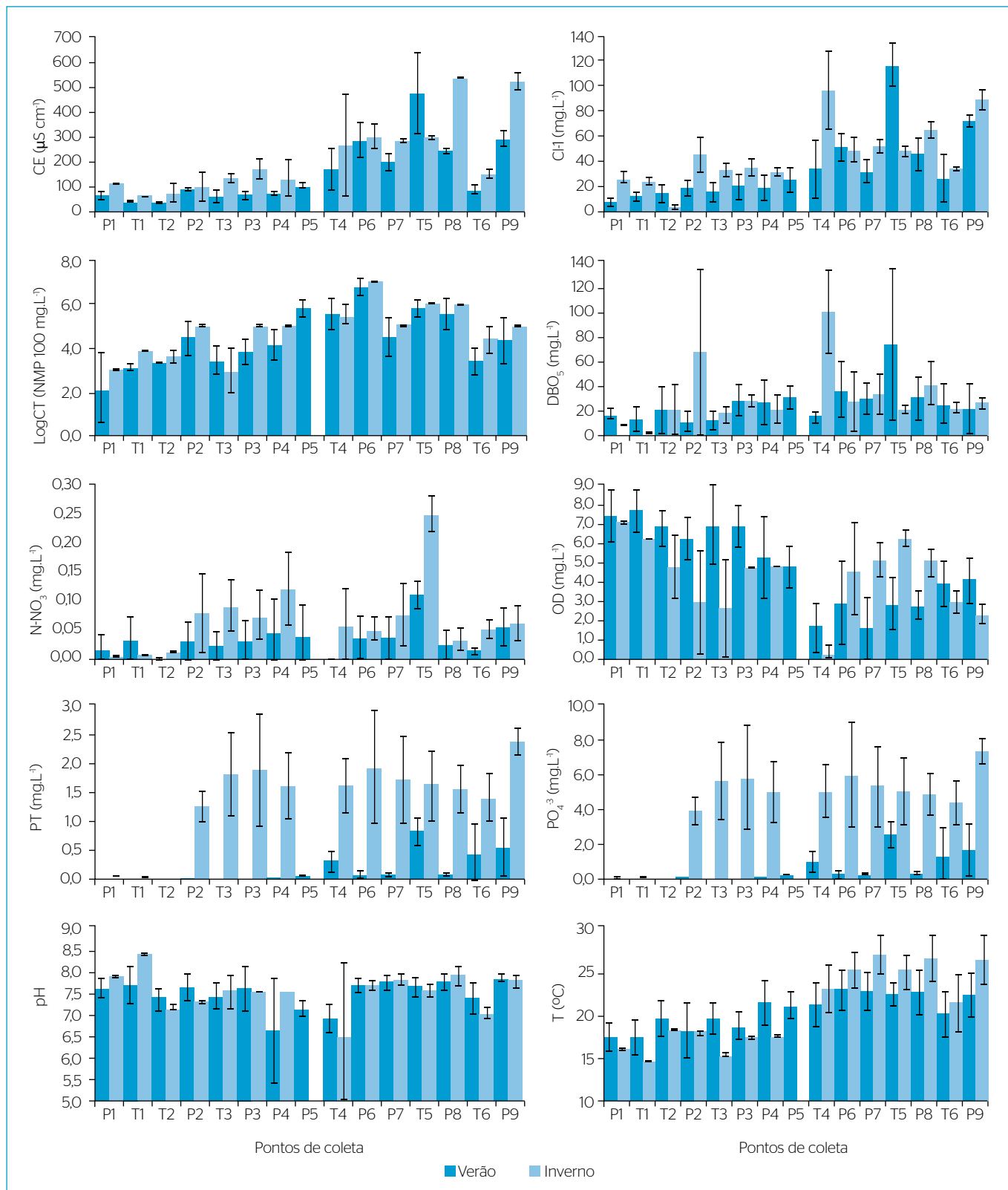


Figura 2 - Avaliação espaçotemporal dos parâmetros químicos da água (médias ± desvio padrão) na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

a hipereutrófico, da nascente à foz do ribeirão (Figura 4), indicando maior entrada de nutrientes e por conseguinte maior produção primária. Dessa forma, as causas citadas anteriormente referentes às variações nas tendências químicas da água estão sobretudo associadas às características da oferta de poluentes na bacia.

Com o intuito de avaliar as tendências temporais e espaciais, foi realizada a análise multivariada de agrupamento com os dados de qualidade de água. O procedimento de agrupamento gerou três grupos distintos,

com características semelhantes em relação aos tipos de contaminação (Figura 5): Grupo 1 (seção P1, T1, T2, P2 e T3), Grupo 2 (T3, P4, P5 e T4) e Grupo 3 (P6, P7, T5, P8, T6 e P9) no período de verão; e Grupo 1 (P1, T1 e T2), Grupo 2 (P2, T3, P3, P4, P6, P7, T5, P8, T6, P9) e Grupo 3 (T4) no período do inverno. Os três grupos correspondem à: poluição relativamente baixa, poluição moderada e poluição alta, respectivamente.

O agrupamento das seções implica que, para uma avaliação rápida da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho,

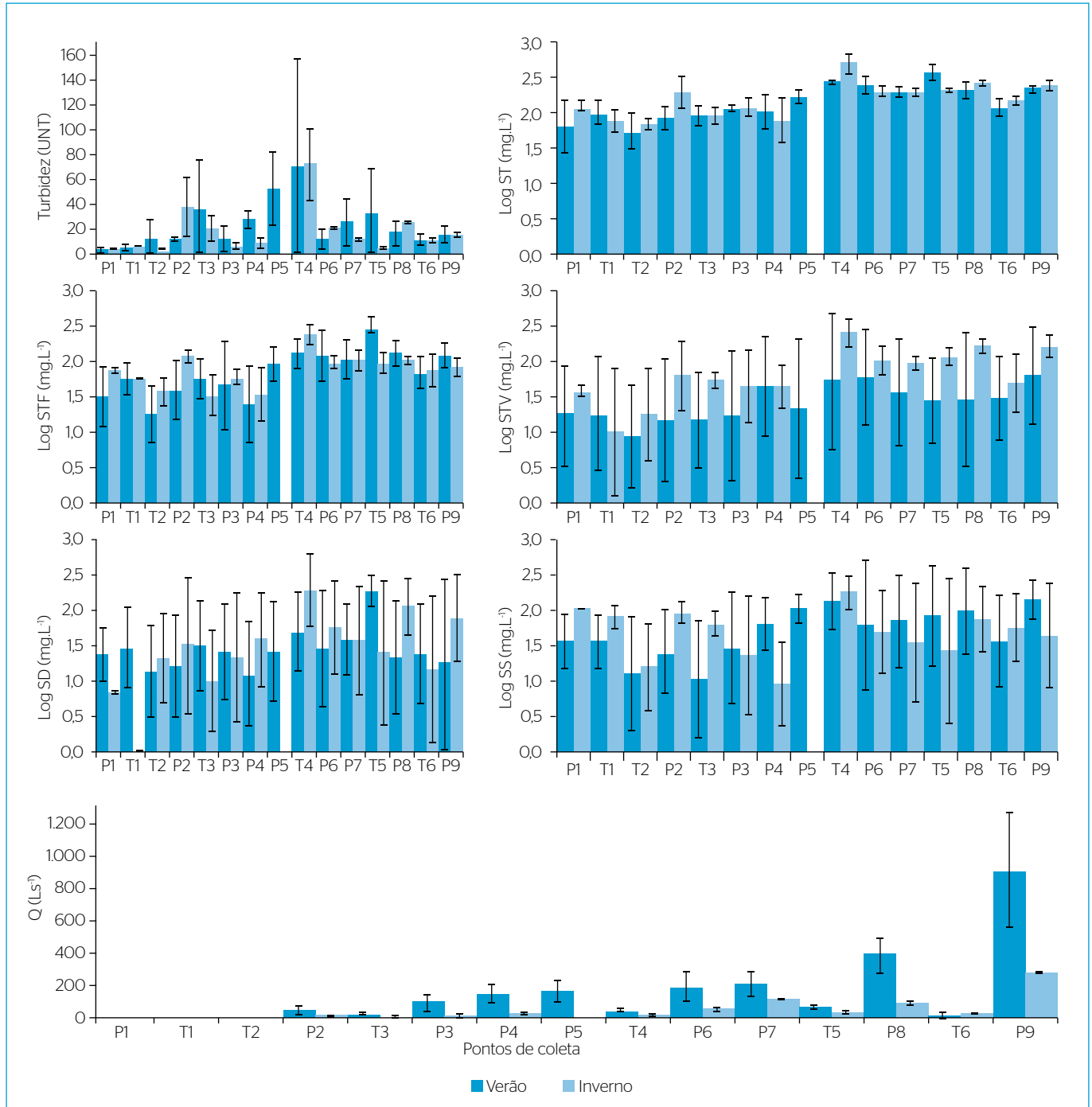


Figura 3 - Avaliação espaçotemporal dos parâmetros físicos da água (médias ± desvio padrão) na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

apenas um local em cada grupo pode servir como boa representação da avaliação espacial da qualidade da água em toda a rede de drenagem. Dessa forma, o número de pontos a serem monitorados dentro de uma bacia pode ser reduzido e, conseqüentemente, os custos operacionais, sem perder precisão nos resultados. Na literatura existem vários outros trabalhos que reportam essa abordagem de classificação em programas de qualidade de água (WUNDERLIN *et al.*, 2001; SIMEONOV *et al.*, 2003).

A fim de comparar e analisar os parâmetros de qualidade da água entre as seções monitoradas, foi aplicada a Análise Fatorial (AF) e a Análise de Componentes Principais (ACP) aos dados normalizados. O melhor comportamento das variáveis de qualidade de água no Ribeirão Vermelho foi aquele composto por quatro componentes (C1, C2, C3 e C4) no verão e três (C1, C2 e C3) no período de inverno. A seleção do número de componentes teve como base os princípios sugeridos por Jolliffe (2002), ou seja, a porcentagem acumulada da variância total entre 70 e 90% oferece uma ideia razoável da representação da variância original. Adotou-se como critério para a seleção dos componentes principais a porcentagem acumulada da variância total dos dados originais de 70%.

Na Figura 6, observa-se que as duas componentes (CP1 e CP2), determinadas pela AF e pela ACP, explicam 52,2 e 62,6% da variância total das variáveis originais nos dois períodos monitorados (verão e

inverno, nessa ordem), considerando que as componentes CP3 e CP4 (11,2 e 7,6%) no verão e CP3 (11,2%) no inverno, apesar da variação, não se correlacionaram com nenhum dos parâmetros. As análises de componentes principais expressam a relação entre fatores e variáveis e permitem identificar as variáveis com mais inter-relações em cada componente. A primeira componente nos períodos avaliados está associada às variáveis indicativas de cargas de nutrientes provenientes de esgoto doméstico e uso de compostos nitrogenados.

Para maximizar a variância entre os fatores, aplicou-se uma transformação dos eixos pelo emprego do algoritmo Varimax (Figura 7). Esse processo maximiza a variância entre os fatores, alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto (ANDRADE *et al.*, 2007).

Observa-se na Figura 7 melhor redistribuição da variância total entre as duas componentes nos períodos avaliados. Comparando as Figuras 6 e 7, verifica-se redução do percentual da variância total explicada pelas componentes CP1 e CP2, além do conseqüente aumento do percentual da variância, explicado pela componente CP2 no período do inverno, sem ocorrer variação do total estabelecido pelas variáveis.

No primeiro fator, no período do verão, as variáveis SS, T e IET apresentaram peso superior a 0,5, mostrando que são as mais significativas na definição da qualidade da água do Ribeirão Vermelho.

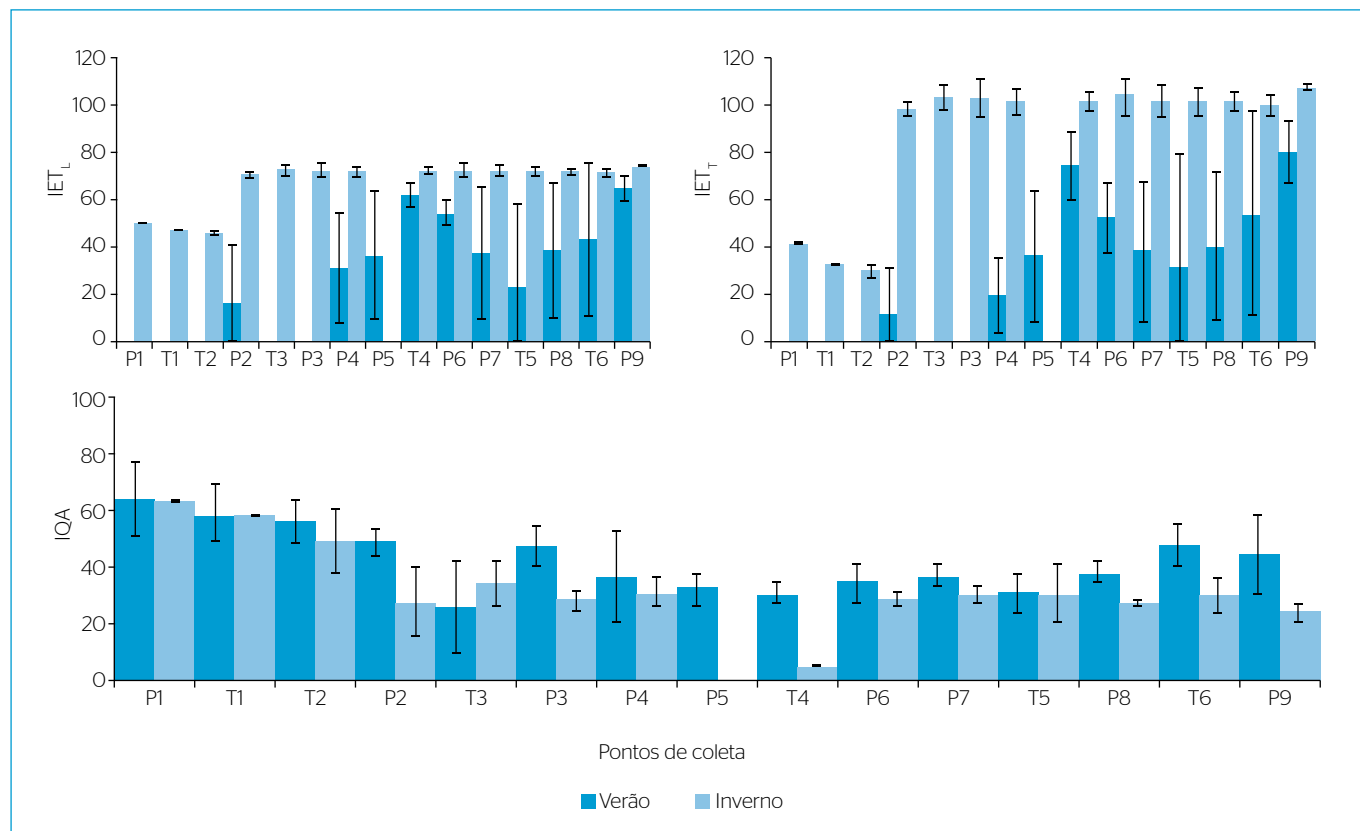


Figura 4 – Índice de Estado Trófico (IET_L – Lamparelli, 2004; IET_T – Toledo Jr., 1990) e Índice de Qualidade da Água (IQA) da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho durante período de chuva.

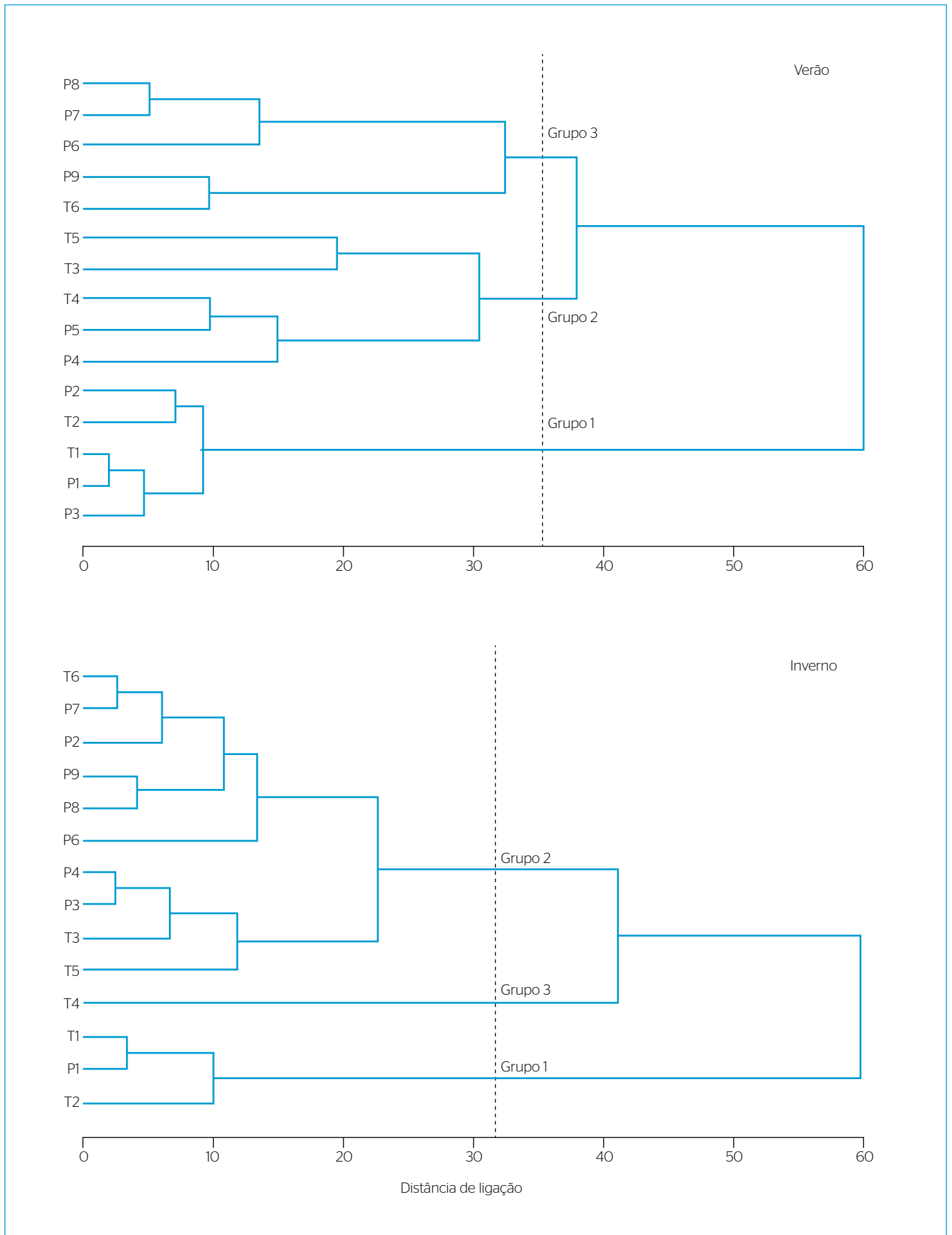


Figura 5 – Dendrograma do agrupamento das seções monitoradas nos dois períodos estudados (inverno e verão) na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

Esse agrupamento representa uma origem comum para esses parâmetros: basicamente, o primeiro fator é um indicativo de poluição difusa por material oriundo de áreas agrícolas e urbanas na bacia do Ribeirão Vermelho.

Liu *et al.* (2003) classificaram as cargas fatoriais como forte, moderada e fraca — elas correspondem a valores absolutos de cargas > 0,75, 0,75–0,50 e 0,50–0,30, respectivamente. No segundo fator, as variáveis Cl, DBO, PT, NO₃, CT e SD foram as mais significativas (carga 0,75–0,50). Esse agrupamento representa as fontes de poluição

antropogênica e pode ser explicado pelos altos níveis de MO dissolvida, que consomem grandes quantidades de oxigênio, o qual passa por processos de fermentação anaeróbia, levando à formação de amônia e ácidos orgânicos.

No inverno, há inversão das variáveis. No primeiro fator, as variáveis Cl, DBO, turbidez, ST, STV e IQA apresentaram peso superior a 0,75, confirmando que são as mais significativas na definição da qualidade da água do Ribeirão Vermelho, enquanto no segundo fator as variáveis P, CT, CE e IETs foram as mais significativas (carga > 0,75),

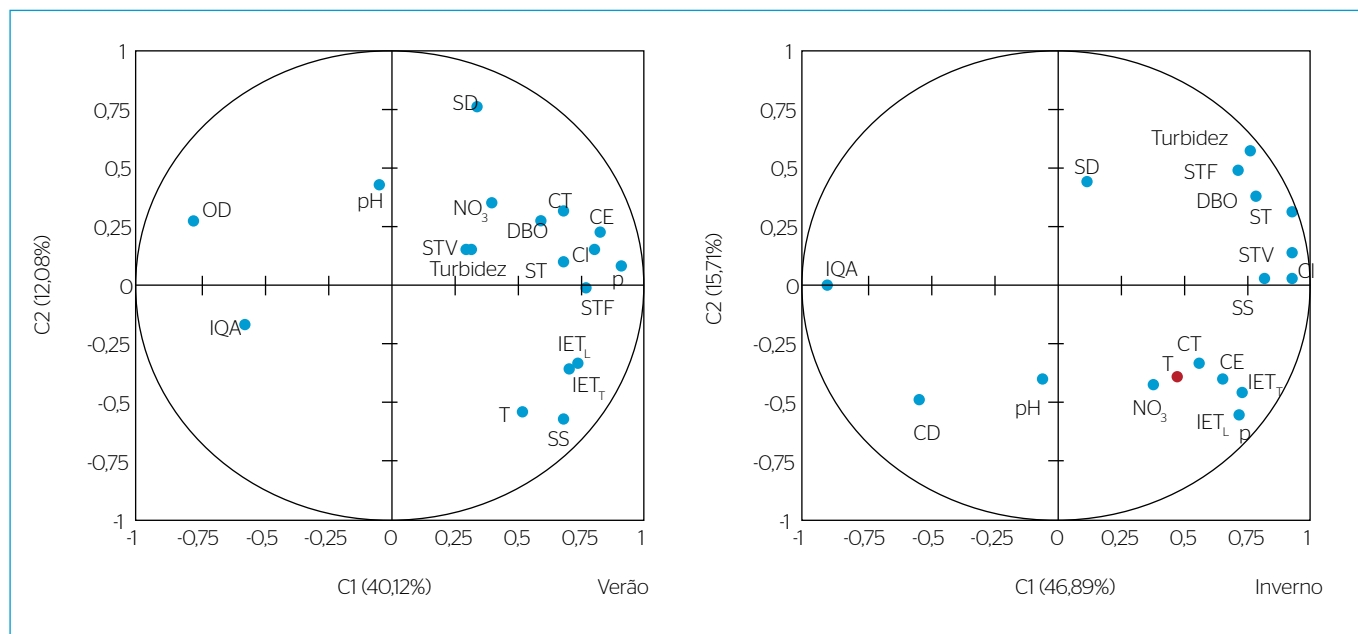


Figura 6 - Análise de componente principal (ACP) dos parâmetros de qualidade da água nos dois períodos estudados.

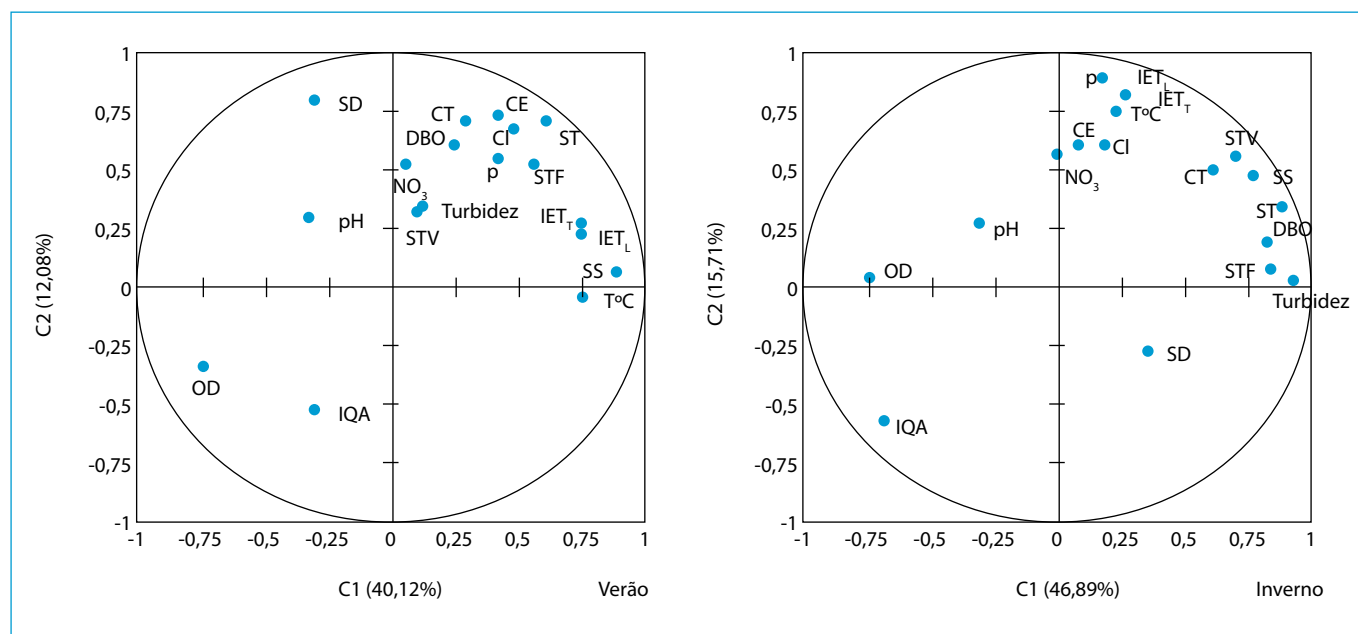


Figura 7 - Análise de componente principal (ACP) após a aplicação do algoritmo Varimax dos parâmetros de qualidade da água nos dois períodos estudados.

estando relacionadas às fontes difusas de contaminação, oriundas de áreas urbanas e agrícolas.

O comportamento das variáveis mostrou que existe distinção no tocante às fontes de contaminação nos dois períodos avaliados. Na bacia do Ribeirão Vermelho, a principal forma de contaminação no verão está ligada ao escoamento superficial, enquanto no inverno as fontes antropogênicas contribuem de maneira mais expressiva.

Os resultados da análise da textura do sedimento para os períodos de verão e inverno estão na Tabela 1, com as concentrações de MO das amostras. A granulometria dos sedimentos dos ambientes lóticos nos pontos avaliados na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho foi, de modo geral, bastante heterogênea, apresentando diferenças nas frações granulométricas que compõem o sedimento (Tabela 1), entretanto não foram observadas grandes variações entre os períodos avaliados.

Tabela 1 - Caracterização espaçotemporal da granulometria e concentração de matéria orgânica do sedimento do Ribeirão Vermelho e tributários.

Seções	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)		Pedregulho (%)	MO dag kg ⁻¹
			Fina	Grossa		
Verão						
P1	17,00	10,00	15,00	58,00	0,00	0,97
T1	13,00	67,00	4,00	16,00	0,00	0,97
T2	62,00	18,00	9,00	11,00	0,00	1,41
P2	2,70	0,27	3,50	20,48	73,05	0,75
T3	23,85	11,92	11,01	44,94	8,28	1,07
P3	6,21	0,00	9,31	62,09	22,39	0,54
P4	11,00	1,00	9,00	79,00	0,00	0,54
P5	13,00	3,00	6,00	78,00	0,00	0,65
T4	15,00	5,00	17,00	63,00	0,00	0,97
P6	*	*	*	*	*	*
P7	*	*	*	*	*	*
T5	*	*	*	*	*	*
P8	7,00	0,00	10,00	83,00	0,00	0,44
T6	29,00	51,00	16,00	4,00	0,00	3,14
P9	3,36	0,00	1,68	78,97	15,99	0,54
Inverno						
P1	16,00	4,00	10,00	70,00	0,00	0,97
T1	16,00	83,00	1,00	0,00	0,00	0,97
T2	31,00	55,00	11,00	3,00	0,00	1,41
P2	6,00	1,00	4,00	29,00	60,00	0,75
T3	19,00	6,00	7,00	57,00	11,00	1,07
P3	12,00	0,00	7,00	73,00	8,00	0,54
P4	10,00	0,00	6,00	83,66	0,34	0,00
P5	*	*		*	*	*
T4	9,00	3,00	12,00	75,00	1,00	0,00
P6	*	*		*	*	*
P7	*	*		*	*	*
T5	*	*		*	*	*
P8	4,00	1,00	2,00	93,00	0,00	0,44
T6	30,00	34,00	18,00	18,00	0,00	3,14
P9	3,36	0,00	1,68	78,97	15,99	0,54

MO: matéria orgânica.

*Os trechos monitorados referentes aos pontos P6, P7 e T5 estão canalizados, não tendo sido possível a coleta do sedimento.

A percentagem de MO presente no sedimento foi maior nos pontos T6, T2 e T3, e os maiores valores de MO foram observados nas áreas de nascentes, como também em áreas ocupadas por pastagens. As maiores concentrações de MO podem estar relacionadas com as entradas dos materiais autóctones, no caso das nascentes, e alóctones, para as áreas de pastagens. Em razão da baixa precipitação na bacia durante o ano estudado, provavelmente ocorreu acúmulo de MO advindo do material autóctone nas regiões das nascentes.

A bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho apresenta área urbanizada, com influências antropogênicas no padrão de uso do solo sobre toda a sua extensão (MENEZES *et al.*, 2014). O predomínio do uso do solo da bacia são a pastagem (32,6%) e as áreas urbanas (21,4%). De modo menos expressivo, ainda aparecem nas cabeceiras da bacia alguns fragmentos florestais (19,3%), e o restante de sua área é ocupado por atividades agropastoris (área agrícola, 16,7%), conforme Figura 1A.

Para avaliar a relação do uso do solo na qualidade da água, a bacia do Ribeirão Vermelho foi subdividida em oito sub-bacias, como também se considerou na análise a bacia por completo, somando nove sub-bacias (Figura 1B). A composição do uso e da ocupação do solo de cada sub-bacia está na Figura 8.

A análise de correlação entre a qualidade da água e os diferentes tipos de uso e ocupação do solo mostra significativa relação durante os dois períodos avaliados (Tabela 2 e 3) por meio do teste de correlação de Pearson. No período de maiores precipitações, as proporções das áreas agrícolas correlacionaram-se positivamente com as concentrações de OD e negativamente com as concentrações de P, IQA e IET.

As áreas urbanas correlacionaram-se com as maiores concentrações de CE, Cl⁻, DBO, log CT, N-NO₃⁻ e ST, e negativamente com IETs. De forma oposta, as áreas vegetadas e pastagem apresentaram correlações positivas com os índices de estado trófico e negativas com as concentrações de DBO, N-NO₃⁻ e OD, com exceção das concentrações de OD para áreas de pastagens.

As regiões com solo descoberto demonstraram correlações positivas com as concentrações de OD e negativas com as concentrações de CE, Cl⁻, PT e IETs.

Para o período de baixas precipitações, as proporções de áreas agrícolas correlacionaram-se positivamente com o IQA e em termos negativos com as concentrações de Cl⁻, DBO, CT e com os sólidos na água (ST, turbidez). As áreas urbanas correlacionaram-se de maneira positiva com as maiores concentrações de CT, N-NO₃⁻ e OD e de modo negativo com a turbidez. De forma oposta, áreas vegetadas apresentaram correlações positivas com as concentrações de Cl⁻, DBO, ST e turbidez, e negativas com as concentrações de N-NO₃⁻, OD e IQA. As áreas de pastagens exibiram relações negativas nas concentrações de N-NO₃⁻ e OD.

A influência das atividades humanas na bacia hidrográfica é claramente refletida nos parâmetros físico-químicos e biológicos na água. Vários estudos vêm registrando que bacias hidrográficas altamente urbanizadas e bacias com áreas agrícolas têm, de forma geral, degradado os mananciais hídricos e os ecossistemas aquáticos adjacentes em razão da alteração das condições dos diversos tipos de uso e ocupação do solo, incrementando as concentrações de parâmetros de qualidade das águas, como os nutrientes (TONG & CHEN, 2002; BAKER, 2003;

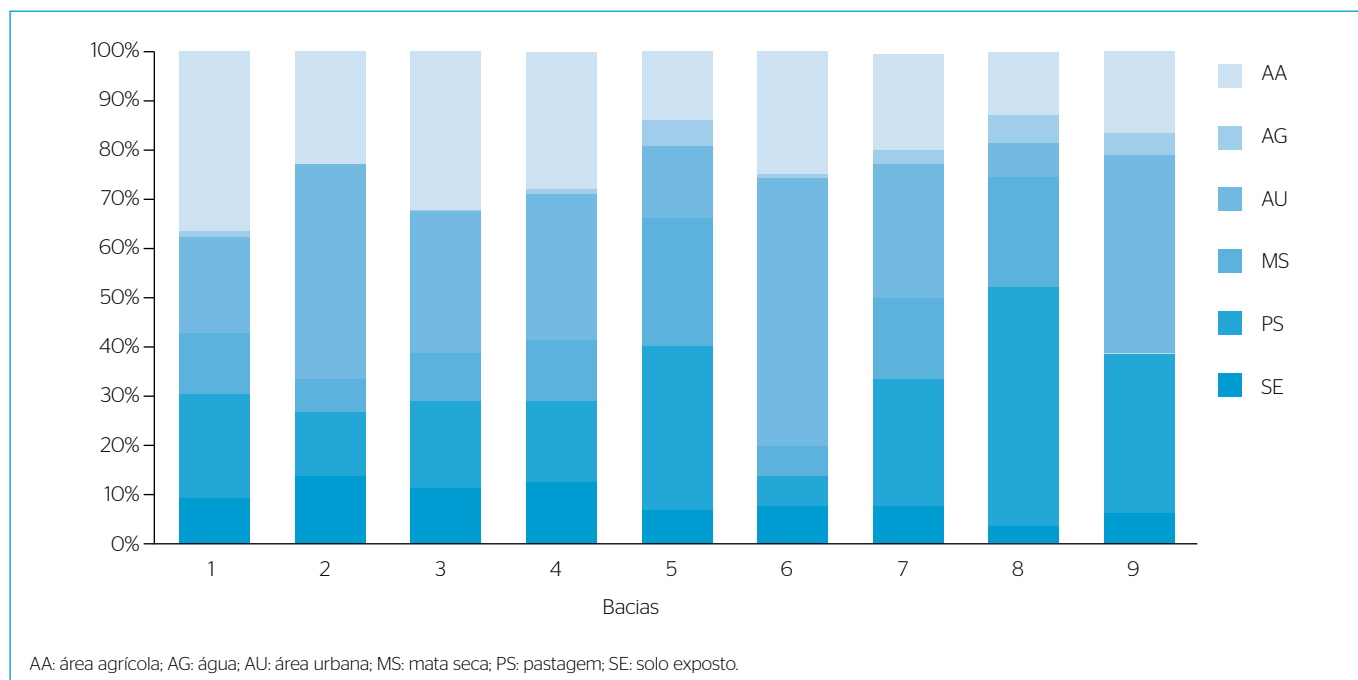


Figura 8 - Composição (%) dos diferentes tipos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

WALSH *et al.*, 2005; LEE *et al.*, 2009; LI *et al.*, 2009; WALKER *et al.*, 2009; FIA *et al.*, 2015; RAMIREZ *et al.*, 2014).

As áreas com vegetação estão associadas com a maioria das variáveis de qualidade da água durante o período de baixa precipitação na bacia. Além disso, a proporção de áreas verdes tem sido associada com

a redução das concentrações de alguns nutrientes, como de $N-NO_3^-$ nos dois períodos monitorados, o que sugere a fixação e a absorção desse nutriente em função do efeito filtro das florestas e das áreas de pastagens (PIATEK *et al.*, 2009; BU *et al.*, 2014) em oposição aos maiores valores de DBO, CT e $N-NO_3^-$ encontrados em áreas urbanas.

Tabela 2 – Coeficiente de correlação de Pearson entre o uso da terra e parâmetros de qualidade da água no verão na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

	AA		AG		AU		MS		PS		SE	
	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p
CE	-0,23	0,04	0,06	0,61	0,46	1,9E-05	-0,07	0,52	-0,24	0,03	-0,36	1,1E-03
Cl	-0,20	0,08	0,02	0,84	0,49	2,7E-06	-0,14	0,22	-0,26	0,02	-0,35	1,4E-03
DBO	0,02	0,87	-0,17	0,12	0,46	1,8E-05	-0,31	4,6E-03	-0,32	3,7E-03	-0,02	0,89
log CT	-0,12	0,27	-0,04	0,69	0,31	4,2E-03	0,02	0,87	-0,29	0,01	0,06	0,62
$N-NO_3^-$	0,17	0,13	-0,31	4,4E-03	0,54	2,1E-07	-0,43	5,5E-05	-0,44	4,4E-05	0,05	0,65
OD	0,53	3,8E-07	-0,48	5,1E-06	0,10	0,36	-0,46	1,4E-05	-0,25	0,02	0,49	3,7E-06
P	-0,35	1,2E-03	0,28	0,01	0,15	0,19	0,12	0,28	0,08	0,50	-0,50	2,5E-06
pH	-0,16	0,16	0,06	0,58	0,16	0,16	-0,07	0,52	-0,01	0,91	-0,13	0,26
ST	-0,28	0,01	0,11	0,32	0,37	6,1E-04	0,06	0,60	-0,21	0,07	-0,30	0,01
T	-0,11	0,35	0,09	0,42	0,06	0,60	0,09	0,40	-0,02	0,89	-0,19	0,10
Turbidez	0,05	0,64	-0,01	0,90	-0,06	0,62	0,14	0,21	-0,06	0,61	0,05	0,67
IQA	-0,33	2,2E-03	0,23	0,03	-0,07	0,55	0,05	0,69	0,25	0,03	-0,08	0,49
IET_T	-0,57	2,2E-08	0,60	3,5E-09	-0,35	1,6E-03	0,59	7,7E-09	0,46	1,3E-05	-0,50	2,1E-06
IET_L	-0,51	1,4E-06	0,54	1,6E-07	-0,35	1,2E-03	0,56	4,5E-08	0,43	5,4E-05	-0,42	8,5E-05

CE: condutividade elétrica; Cl: cloretos; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; log CT: log coliformes termotolerantes; OD: oxigênio dissolvido; P: fósforo; ST: sólidos totais; T: temperatura; IQA: Índice de Qualidade da Água; IET_T : índice de estado trófico; IET_L : índice de estado trófico; AA: área agrícola; AG: água; AU: área urbana; MS: mata seca; PS: pastagem; SE: solo exposto; c. cor: coeficiente de correlação de Pearson.

Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Pearson entre o uso da terra e parâmetros de qualidade da água durante período da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

	AA		AG		AU		MS		PS		SE	
	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p	c. cor.	valor p
CE	-0,38	0,01	0,27	0,06	0,05	0,74	0,24	0,10	0,08	0,61	-0,27	0,06
Cl	-0,54	7,9E-05	0,49	3,7E-04	-0,22	0,13	0,60	6,8E-06	0,27	0,06	-0,37	0,01
DBO	-0,44	1,7E-03	0,41	4,1E-03	-0,27	0,06	0,57	1,9E-05	0,25	0,09	-0,16	0,28
log CT	-0,43	2,3E-03	0,11	0,46	0,41	3,5E-03	-0,01	0,95	-0,20	0,18	-0,04	0,77
$N-NO_3^-$	0,35	0,01	-0,47	7,2E-04	0,63	1,3E-06	-0,54	7,6E-05	-0,60	7,7E-06	0,09	0,53
OD	0,33	0,02	-0,55	5,2E-05	0,70	3,0E-08	-0,74	2,3E-09	-0,60	7,9E-06	0,36	0,01
P	0,02	0,91	-0,04	0,77	0,04	0,81	-0,02	0,88	-0,05	0,75	0,07	0,64
pH	0,24	0,10	-0,30	0,04	0,27	0,07	-0,35	0,02	-0,27	0,07	0,20	0,18
ST	-0,55	4,4E-05	0,49	3,6E-04	-0,20	0,17	0,61	5,1E-06	0,25	0,08	-0,35	0,01
T	-0,59	8,4E-06	0,46	9,3E-04	0,05	0,75	0,34	0,02	0,19	0,21	-0,52	1,3E-04
Turbidez	-0,33	0,02	0,42	3,1E-03	-0,42	2,8E-03	0,66	4,2E-07	0,32	0,03	-0,23	0,11
IQA	0,51	2,2E-04	-0,46	1,0E-03	0,26	0,07	-0,58	1,3E-05	-0,28	0,05	0,23	0,12
IET_T	0,00	0,98	0,00	0,98	0,00	0,98	0,03	0,86	-0,01	0,94	0,02	0,90
IET_L	0,00	0,98	0,00	0,98	0,00	0,98	0,03	0,86	-0,01	0,94	0,02	0,90

CE: condutividade elétrica; Cl: cloretos; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; log CT: log coliformes termotolerantes; OD: oxigênio dissolvido; P: fósforo; ST: sólidos totais; T: temperatura; IQA: Índice de Qualidade da Água; IET_T : índice de estado trófico; IET_L : índice de estado trófico; AA: área agrícola; AG: água; AU: área urbana; MS: mata seca; PS: pastagem; SE: solo exposto; c. cor: coeficiente de correlação de Pearson.

Entretanto, para alguns elementos, como P e OD, ocorreram relações opostas ao esperado. Em decorrência das baixas precipitações em comparação com as normais hidrológicas, as nascentes avaliadas, na maioria das campanhas, apresentaram baixo fluxo de água, chegando a secar por completo em alguns pontos, alterando e influenciando de forma direta a concentração de OD. As baixas vazões registradas, aliadas a um maior aporte de material autóctone na área, proporcionaram aumento da carga orgânica nas nascentes no período de baixas precipitações. Conforme observado na Tabela 2, as áreas de mata demonstraram forte relação com as concentrações de sólidos e turbidez, refletindo a decomposição do material autóctone. Aliado às baixas vazões, houve maior consumo do oxigênio para a estabilização desse material, refletindo na redução da qualidade da água.

Com relação às áreas agrícolas, não foram observados incrementos de nutrientes durante a estação chuvosa, como citado por outros autores (LI et al., 2009; TRAN et al., 2010). Provavelmente, a baixa precipitação acontecida de forma anormal durante o ano avaliado não

proporcionou escoamento superficial suficiente para que houvesse o transporte de nutrientes. Na estação chuvosa, a utilização de terras agrícolas disponibilizou mais nutrientes para a água do que na estação seca, em função do escoamento superficial de terras agrícolas (LI et al., 2009; TRAN et al., 2010).

CONCLUSÃO

A qualidade da água na bacia do Ribeirão Vermelho apresentou tendências divergentes para os parâmetros de qualidade da água.

As variações espaciais e temporais na qualidade da água estão associadas com diferentes fontes de contaminação ao longo da bacia. Para o período de verão, as principais fontes de contaminação estão relacionadas com o escoamento superficial, sobretudo de áreas agrícolas e rurais, e, no período de inverno, as fontes de contaminação mais importantes estão ligadas aos lançamentos de esgoto na área urbana.

REFERÊNCIAS

- ALI, H.; ABUSTAN, I.; RAHMAN, A.; HAQUE, A. A. M. (2012). Sustainability of groundwater resources in the North-Eastern Region of Bangladesh. *Water Resources Management*, v. 26, p. 623-641.
- ALLAN, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, p. 257-284.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728.
- ALVES, R. I. S.; CARDOSO, O. O.; TONANI, K. A. A.; JULIÃO, F. C.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. (2013). Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a water course under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 185, p. 1151-1161.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF.
- ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. (2007). Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. *Engenharia Agrícola*, v. 27, p. 683-690.
- BAKER, A. (2003). Land use and water quality. *Hidrology Process*, v. 17, p. 2.499-2.501.
- BIS, B.; ZDANOWICZ, A.; ZALEWSKI M. (2000). Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a Lowland River. *Hydrobiology*, v. 422, n. 423, p. 369-387.
- BLOTT, S. J.; PYE, K. (2001). Gradistat: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 26, p. 1.237-1.248.
- BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v. 41, p. 187-197.
- CHRISTOPHER, P.; TRAN, R. W. B.; ALEXANDER, J.; GARY, S. K. (2010). Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, v. 10, n. 3, p. 727-733.
- DUPASA, R.; DELMASC, M.; DORIOZD, J. M.; GARNIERE, J.; MOATARF, F.; GASCUEL-ODOUXA, C. (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, v. 48, p. 396-407.
- FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. (2015). Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 1.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. (2010). *Censo demográfico 2010*. Brasília: Imprensa Nacional/Diário Oficial da União, n. 211, Seção 1, p. 110.

- INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. (2005). *Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA): estabelecimento das equações do Índice de Qualidade das Águas (IQA)*. Relatório 1. Disponível em: <http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/SCQA_final.pdf>. Acesso em: 10 out. 2013.
- JOLLIFFE, L. T. (2002). *Principal component analysis*. 2. ed. Nova York: Springer. 487 p.
- JONES, E. B. D.; HELFMAN, G. S.; HARPER, J. O.; BOLSTAD, P. V. (1999). Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. *Conservation Biology*, v. 13, n. 6, p. 1454-1465.
- KANG, J. H.; LEE, S. W.; CHO, K. H.; KI, S. J.; CHA, S. M.; KIM, J. H. (2010). Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, v. 44, p. 4143-4157.
- KOÇER, M. A. T.; SEVGILI, H. (2014). Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators*, v. 36, p. 672-681.
- LAMPARELI, M. C. (2004). *Graus de trofia em corpos de água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. 207 f. Tese (Doutorado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LEE, S. W.; HWANGS, S. J.; LEE, S. B.; HWANGS, H. S.; SUNG, H. C. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, v. 92, p. 80-89.
- LI, S.; GU, S.; TAN, X.; ZHANG, Q. (2009). Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials*, v. 165, p. 317-324.
- LIMBURG, K. E.; SCHMIDT, R. E. (1990). Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: response to an urban gradient? *Ecology*, v. 71, n. 4, p. 1238-1245.
- LIU, C. W.; LIN, K. H.; KUO, Y. M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, v. 313, p. 77-89.
- LOCH, C. (1993). *Noções básicas para interpretação de imagens aéreas, bem como algumas de suas aplicações nos campos profissionais*. 3. Ed. Florianópolis: Editora da UFSC. 120 p.
- MENEZES, J. P. C.; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. (2014). Correlation between land use and groundwater quality. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 19, p. 173-186.
- NGOYE, E.; MACHIWA, J. F. (2004). The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 29, p. 1161-1166.
- NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B. M. (2008). Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society*, v. 13, n. 2, p. 18.
- OLIVEIRA, L. C.; GOMES, B. M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N. Y. (2008). Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. *Engenharia Agrícola*, v. 28, n. 4, p. 770-781.
- PIATEK, K. B.; CHRISTOPHER, S. F.; MITCHELL, M. J. (2009). Spatial and temporal dynamics of stream in a forested watershed. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 13, p. 423-439.
- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. (2011). Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, v. 92, p. 331-362.
- PURANDARA, B. K.; VARADARAJAN, N.; VENKATESH, B.; CHOUBEY, V. K. (2012). Surface water quality evaluation and modeling of Ghataprabha River, Karnataka, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, p. 1371-1378.
- RAIJ, B. V.; QUAGGIO, J. A. (1983). *Métodos de solo para fins de fertilidade*. Campinas: Instituto Agronômico.
- RAMIREZ, A.; ROSAS, K. G.; LUGO, A. E.; RAMOS-GONZÁLEZ, O. M. R. (2014). Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. *Ecology and Society*, v. 19, p. 1-11.
- RIVA-MURRAY, K.; BODE, R. W.; PHILLIPS, P. J.; WALL, G. L. (2002). Impact source determination with biomonitoring data in New York State: concordance with environmental data. *Northeastern Naturalist*, v. 9, n. 2, p. 127-162.
- ROTHWELL, J. J.; DISE, N. B.; TAYLOR, K. G.; ALLOTT, T. E. H.; SHCOLEFIELD, P.; DAVIES, H.; NEAL, C. (2010). A special and seasonal assessment of river water chemistry across North West England. *Sciences of the Total Environment*, v. 408, p. 841-855.
- SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUJMTZIS, T. H. (2003). Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, v. 37, p. 4119-4124.
- TIMM, N. H. (2002). *Applied multivariate analysis*. Nova York: Springer. 693 p.
- TOLEDO JR., A. P. (1990). *Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. Relatório técnico. São Paulo: Cetesb. 11 p.
- TONG, S. T. Y.; CHEN, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, v. 66, p. 377-393.
- TRAN, C. P.; BODE, R. W.; SMITH, A. J.; KLEPPEL, G. S. (2010). Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, v. 10, p. 727-733.

WALKER, T. R.; CRITTENDER, P. D.; DAUVALTER, V. A.; JONES, V.; KUHRY, P.; LOSKUTOVA, O.; MIKKOLA, K.; NIKULA, A.; PATOVA, E.; PONOMAREV, V. I.; PYSTINA, T.; RATTI, O.; SOLOVIERA, N.; STENINA, A.; VIRTANEN, T.; YOUNG, S. D. (2009). Multiple indicators of human impacts on the environment in the Pechova Basin, north-eastern European Russia. *Ecological Indicators*, v. 9, p. 765-779.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORNAN, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, p. 706-723.

WOLI, K. P.; NAGUMO, T.; KURAMOCHI, K.; HATANO, R. (2004). Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Sciences of the Total Environment*, v. 329, p. 61-74.

WOODCOCK, T.; MIHUC, T.; ROMANOWICZ, E.; ALLEN, E. (2006). Land-use effects on catchment - and patch - scale habitat and macroinvertebrate response in the Adirondack Uplands American. *Fisheries Society Symposium*, v. 48, p. 395-411.

WUNDERLIN, D. A.; DIAZ, M. P.; AME, M. V.; PESCE, S. F.; HUED, A. C.; BISTONI, M. A. (2001). Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia river basin (Cordoba-Argentina). *Water Research*, v. 35, p. 2.881-2.894.