

AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) NA BACIA DO RIBEIRÃO DE CARRANCAS / MG

Frederico Wagner de AzevedoLopes¹, José Aldo Alves Pereira², Antônio Pereira Magalhães Jr³

RESUMO --- A bacia do Ribeirão de Carrancas, situada no município de Carrancas, Minas Gerais, tem sofrido com a degradação ambiental proporcionada pelo desenvolvimento das atividades antrópicas sem um planejamento adequado. Para se verificar a interferência destas atividades sobre a qualidade das águas na bacia, foi utilizado o índice de qualidade das águas (IQA) a partir de um programa de monitoramento. Os resultados do IQA enquadram-se nas faixas de qualidade ruim e médio, tendo os piores valores sido encontrados após o lançamento dos esgotos advindos da área urbana de Carrancas. Tais valores foram influenciados especialmente pelos altos níveis de coliformes fecais, oriundos da atividade pecuária e do lançamento de esgotos domésticos.

ABSTRACT --- The basin of Carrancas River, located in Carrancas county, Minas Gerais, was suffered with the environmental degradation resulting from anthropogenic activities without an adequate planning. Intending to evaluate the effects of these activities over the waters quality, the water quality index (WQI) was used to determine the water quality in the basin, during the monitoring program. The results of IQA suit in the bad and medium quality bands and the worst values were found after the release of the Carrancas urban wastewaters. This values was influenced especially from the high levels of fecal coliforms, came from cattle ranching and domestic sewage.

Palavras-chave: qualidade da água, IQA, bacia hidrográfica.

1) Geógrafo, Msc. Engenharia Florestal. E-mail: fredazevedolopes@yahoo.com.br

2) Professor do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras. Lavras/MG. E-mail:j.aldo@ufla.br

3) Professor do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais. E-mail: magalhaesufmg@yahoo.com.br

1 - INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das atividades antrópicas sem um planejamento adequado tem proporcionado, à escala global, a degradação da qualidade das águas, através do lançamento de efluentes sem tratamento prévio e planejamento inadequado do uso do solo, comprometendo a utilização deste recurso. Neste contexto, a bacia do Ribeirão de Carrancas, localizada no município de Carrancas, MG, tem sofrido os efeitos negativos advindos do crescimento urbano e do desenvolvimento de atividades agropecuárias.

Este estudo tem por objetivo avaliar os efeitos das intervenções antrópicas sobre a qualidade físico-química e microbiológica das águas na bacia do Ribeirão de Carrancas, através da utilização do índice de qualidade das águas (IQA) mais utilizado no Brasil: o IQA adaptado da National Sanitation Foundation (NSF), criado em 1970, e aplicado no monitoramento oficial da qualidade das águas em Minas Gerais pelos órgãos governamentais.

2 – REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 – A qualidade das águas

A noção de qualidade das águas está ligada aos objetivos de uso atribuídos aos corpos d'água, de modo que cada uso exige diferentes níveis de qualidade de água, que variam em função da finalidade pretendida (Sperling, 2005).

A qualidade das águas superficiais em uma bacia hidrográfica é influenciada por fatores naturais como clima, vegetação e litologia, bem como por interferências antrópicas, com a introdução de novos compostos no sistema (Porto *et al.*, 1991; Arcova & Cicco, 1999). Assim, os rios que drenam certa área apresentam águas com características físicas e químicas próprias, as quais refletem as atividades de uso do solo das áreas a montante (Souza, 1996).

O processo de ocupação antrópica em uma bacia hidrográfica para o desenvolvimento de determinadas atividades produtivas, pode proporcionar uma exposição do solo devido à retirada total ou parcial da cobertura vegetal. Dessa forma, o processo de erosão hídrica é iniciado a partir do momento em que a gota de chuva, ao tocar o solo, provoca uma ruptura dos agregados, transformando-os em partículas passíveis de serem transportadas pelo fluxo superficial e de preencher os poros do solo, formando crostas que dificultam a infiltração. A formação de crostas, em conjunto com a saturação do solo, possibilita o surgimento de poças, que podem dar início ao

processo de escoamento superficial. Este processo proporciona o carreamento de material particulado para os corpos hídricos, podendo acarretar no aumento do assoreamento dos mesmos (Guerra, 1999; Bertoni & Lombardi Neto, 1999).

A agropecuária, por implicar na retirada da cobertura vegetal nativa, para dar lugar a pastagens e cultivos diversos, expõe o solo à lixiviação superficial que proporciona o arraste deste material para as áreas mais baixas, convergindo normalmente para os rios e lagos (Carvalho *et al.*, 2000). A pecuária afeta a qualidade das águas, devido ao contato direto do rebanho com o corpo hídrico, durante a dessedentação, contaminando microbiologicamente o mesmo, especialmente por coliformes fecais e estreptococos (Dias e Griffith, 1988).

As atividades agrícolas desenvolvidas visando alta produtividade demandam diversos insumos agrícolas que, utilizados de forma inadequada, podem gerar danos ambientais e afetar a saúde humana. A contaminação dos cursos d'água por insumos agrícolas pode dar-se sob a forma direta, quando o poluente entra em contato com a água por meio de efluentes, ou indireta, quando o contato é em função da atuação de fatores como escoamento superficial, infiltração e percolação. Os poluentes, como defensivos e corretivos agrícolas, atuam sobre a quantidade de oxigênio dissolvido e o pH da água, afetando a sobrevivência de espécies que requeiram valores compatíveis com suas necessidades. Já o arraste de adubos químicos ricos em nitratos e fósforo, especialmente em lagos e lagoas, pode gerar, como consequência, a eutrofização acelerada do corpo d'água (Telles, 2002).

A prática da mineração de areia, bauxita e ouro acarreta alterações físicas e químicas nos sistemas aquáticos. E, no caso da exploração do ouro, o acúmulo de mercúrio constitui um grave problema decorrente da mineração nas águas continentais do Brasil (Tundisi *et al.*, 2002). De acordo com Barbieri *et al.* (1997), em lavras subterrâneas, a contaminação dos recursos hídricos dá-se pelo lançamento de sólidos sedimentáveis e dissolvidos, que proporcionam aumento na turbidez, alteração nos valores de pH e aumento na concentração de sulfetos e arsênio. Já nas lavras a céu aberto, a contaminação das águas ocorre pelo carreamento, através do escoamento pluvial, de material particulado oriundo das áreas de mina, depósitos de estéril e estradas.

Outro fator de degradação da qualidade das águas consiste na acidificação dos corpos d'água em função da ocorrência de chuvas ácidas, que são aquelas cujo pH de suas águas apresentam valores menores que 5,7. A acidez é gerada pela presença de ácidos minerais, como H_2SO_4 e HNO_3 , em decorrência de gases provenientes da queima de carvão, óleo e emissões de veículos motorizados (Resende *et al.*, 1995).

Os diferentes ramos industriais lançam efluentes com características diferenciadas, em função do tipo de atividade industrial exercida. Dentre os poluentes mais significativos, destacam-

se: matéria orgânica, sulfetos, cor, óleos e graxas, bactérias, ácidos, fenóis, cianetos, metais pesados e material em suspensão (Benetti & Bidone, 2001).

Durante o processo de urbanização, a implementação de projetos de loteamentos, com a limpeza de quadras e a abertura de ruas, favorece o aparecimento de formas erosivas. A retirada da mata ciliar proporciona a chegada dos materiais oriundos das vertentes, por meio do escoamento superficial nos cursos d'água, o que pode provocar o assoreamento dos mesmos, sendo que o acúmulo de resíduos no leito do rio pode causar enchentes a médio e longo prazo (Porto *et al.*, 2001).

As águas pluviais da drenagem urbana, ao escoarem pelas ruas das cidades e demais áreas, são contaminadas por derivados de combustíveis fósseis, bactérias, chumbo, poluentes orgânicos e também por pesticidas e herbicidas provenientes de jardinagem urbana (Meybeck & Helmer, 1996). Outra fonte de poluição das águas em áreas urbanas consiste nos esgotos sanitários. Estes correspondem às águas utilizadas para a higiene pessoal, lavagem de utensílios e preparo de alimentos, originárias de domicílios residenciais, comerciais, hospitalares e industriais. A composição dos esgotos sanitários é praticamente uniforme, constituída por matéria orgânica biodegradável, bactérias, vírus, nitrogênio, fósforo, óleos e detergentes (Benetti & Bidone, 2001).

2.2 – Índice de qualidade da água (IQA)

A utilização de índices de qualidade da água tem incrementado ao longo dos últimos anos, devido à sua aplicabilidade em transmitir informações sobre o grau de poluição de mananciais utilizados pela comunidade (Benetti & Bidone, 2001). Dentre os diversos índices de qualidade de água já propostos, o IQA da National Sanitation Foundation (NSF) é o mais utilizado. Em pesquisa realizada para a avaliação da importância de indicadores na gestão das águas no Brasil, Magalhães Jr. (2003b) constatou que este índice é um dos mais valorizados pelo grupo de especialistas consultados.

Este índice foi desenvolvido por Brown *et al.* (1970), a partir de uma metodologia de pesquisa de opinião junto a especialistas, conhecida como painel Delphi¹. Nesta pesquisa, composta por três questionários, foram consultados 142 profissionais. O primeiro consistia em uma lista com 35 parâmetros de qualidade de água, em que os participantes deveriam opinar sobre a

¹ A técnica Delphi refere-se a uma metodologia de pesquisa que busca obter informações por meio da consulta junto a especialistas e tem como características: o anonimato dos participantes, a possibilidade das opiniões serem revistas durante as rodadas de pesquisas que permitem a visualização da opinião dos demais participantes e a representação estatística dos resultados. Dessa forma, espera-se minimizar a subjetividade imposta pela consulta a determinado grupo de especialistas (Linstone & Turoff, 1975).

inclusão/exclusão de cada parâmetro, previamente selecionado, e inserir algum outro. Posteriormente, estes questionários foram reenviados aos colaboradores, para que pudessem reavaliar suas opiniões ao compará-las com as dos demais, solicitando uma lista com os quinze parâmetros mais relevantes. Já no último painel, foi requerida a apresentação dos nove parâmetros selecionados, os pesos atribuídos a cada um deles, assim como a curva de médias de variação da qualidade das águas, em função da concentração dos mesmos (Lopes & Libânio, 2005).

O IQA consiste, basicamente, em uma média ponderada, na qual o resultado de múltiplos testes é representado em um único valor. Este índice tornou-se uma importante ferramenta para a avaliação da qualidade das águas em diversos pontos de rios e lagos ao longo do tempo, permitindo, ainda, a comparação com os corpos d'água de outras regiões e países (NSF, 2006).

Apesar do IQA apresentar a vantagem de sumarizar, em um único valor, as nove variáveis utilizadas em seu cálculo, favorecendo a interpretação, compreensão e divulgação dos resultados, há uma perda na interpretação das variáveis individuais. Além disso, os efeitos originários de outras fontes de poluentes, não são representados, tendo em vista que este índice foi desenvolvido para avaliar o impacto dos esgotos domésticos nas águas de abastecimento público (IGAM, 2004).

No Brasil, este IQA é utilizado pela CETESB desde 1975, tendo sido adaptado do original adotado pela National Sanitation Foundation (NSF). O IQA adotado pela CETESB considera o nitrogênio total, em vez do nitrogênio nitrato, devido à presença do N nas águas em outras formas, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal. No entanto, é possível aplicar a curva de nitrogênio total para os valores de nitrato, caso seja esta a forma preponderante nos rios (CPRH, 2006).

Em Minas Gerais, o IQA utilizado para a avaliação da qualidade das águas nos corpos d'água pela Fundação Estadual do meio Ambiente (FEAM), Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), em parceria com a Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), considera, em seu cálculo, os parâmetros adotados pela NSF, a saber: oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, turbidez, fosfato total, nitrato e sólidos totais, com os seguintes pesos (Tabela 1).

Tabela 1. Pesos atribuídos aos parâmetros componentes do IQA.

Parâmetro	Peso - wi
Oxigênio dissolvido- (OD % sat)	0,17
Coliformes fecais (NMP/100ml)	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO ₅ (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO ₃)	0,10
Fosfatos (mg/L PO ₄)	0,10
Variação na temperatura (°C)	0,08
Resíduos totais (mg/L)	0,08

Fonte: IGAM (2004).

O cálculo do IQA pode ser realizado de duas formas, uma aditiva e outra multiplicativa, sendo esta última a adotada no programa oficial de avaliação da qualidade das águas em Minas Gerais. O valor obtido por meio do cálculo do IQA reflete a contaminação por esgotos sanitários, outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (IGAM, 2004). A equação (1) utilizada para o cálculo do IQA multiplicativo é apresentada a seguir:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i} \quad (1)$$

Sendo:

IQA = índice de qualidade de água, variando de 0 a 100;

q_i = qualidade do parâmetro i. obtido por meio da curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade da água, entre 0 e 1.

A ponderação dos parâmetros componentes do IQA resulta em um índice variando entre 0 e 100, que corresponde aos níveis de qualidade, apresentados na Figura 1.

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < IQA \leq 100$
Bom	$70 < IQA \leq 90$
Médio	$50 < IQA \leq 70$
Ruim	$25 < IQA \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq IQA \leq 25$

Figura 1 - Níveis de qualidade para os valores de IQA. Fonte: IGAM (2004).

A informação transmitida por meio de índices de qualidade de água deve ser utilizada na avaliação média de longo prazo das condições de qualidade em determinados cursos d'água, no intuito de subsidiar tomadas de decisão em fase de planejamento. Para a identificação dos problemas específicos de qualidade de um determinado corpo hídrico e estudos mais detalhados, torna-se necessária a avaliação individual dos parâmetros de interesse (Porto, 1991).

3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado na bacia do Ribeirão de Carrancas, que possui uma área de aproximadamente 53km^2 . A bacia está inserida no município de Carrancas, MG (Figura 2), que situa-se na macrorregião sul do estado de Minas Gerais, a cerca de 290 Km de Belo Horizonte, e com uma área total de $727,82\text{ km}^2$ (IBGE, 2006).

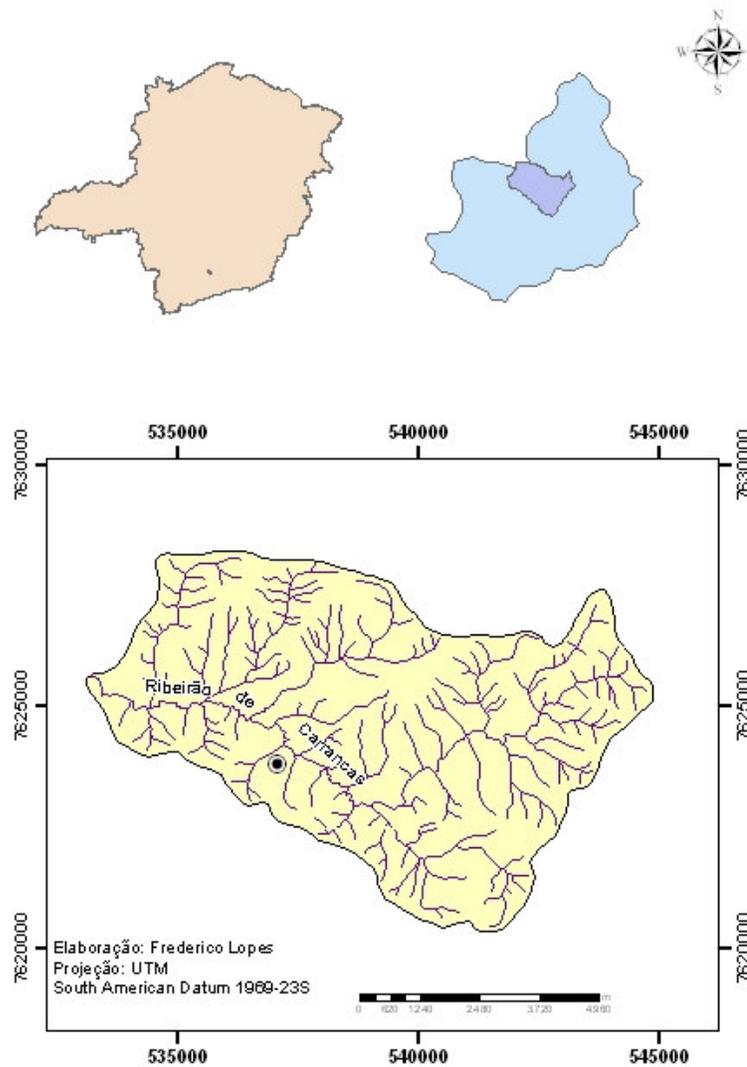


FIGURA 2 - Mapa de localização da bacia do Ribeirão de Carrancas.

A geologia local é caracterizada pela presença de rochas da Megasseqüência Andrelândia, referentes ao Neoproterozóico, com a ocorrência de biotita, gnaisse bandado e intercalações de filito cinzento, quartzito, biotita-xisto, anfíbolito, rochas ultramáficas e localmente metacalcário (COMIG, 2002). A temperatura média anual é de 19,2°C, com média máxima de 28,5°C e mínima de 14,1°C. A precipitação média anual é de 1.470mm (Minas Gerais, 2006).

O relevo apresenta colinas de topo arredondado, vertentes côncavo-convexas e algumas planícies aluvionares abertas, que constituem superfícies com altitude predominantes entre 1.000 e 1.100m (CETEC, 1983). A vegetação local corresponde à faixa de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, em que predominam os campos, constituídos por revestimento herbáceo contínuo

(CETEC, 1983). Os solos predominantes são os Cambissolos, além de Latossolos variação UNA, Latossolos Vermelho-Escuros e Solos Litólicos (Giarola *et al.*, 1997).

A bacia do Ribeirão de Carrancas tem o seu sistema fluvial integrado à bacia do Rio Capivari, que por sua vez, é integrante da bacia do Rio Grande. Além do tributário principal, a rede de drenagem é composta por diversos afluentes tais como os córregos Queimada, Cachoeira, Cachoeirinha e Bexiga.

O município de Carrancas tem uma população, estimada em 2005, de 3.485 habitantes, que estão distribuídos em sua maior parte na área urbana do município (IBGE, 2006). A atividade agropecuária é a principal fonte de ocupação dos moradores, destacando-se a pecuária leiteira (Domingos, 2004).

3.2 – Procedimentos metodológicos

A avaliação da qualidade das águas na bacia do Ribeirão de Carrancas foi feita por meio de um programa de monitoramento mensal de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade das águas, realizado no período de abril a dezembro de 2006. Adotou-se a metodologia de amostragem simples, com as coletas sendo realizadas a 15 cm de profundidade, na margem.

Foram definidos três pontos de amostragem de água ao longo do Ribeirão de Carrancas (Figura 3). O primeiro, localizado a montante da área urbana municipal, visa captar a interferência da poluição difusa da atividade agropecuária e verificar a condição de qualidade das águas, antes do lançamento do esgoto urbano. O segundo ponto localiza-se a jusante da área urbana, após o lançamento do esgoto doméstico e industrial de Carrancas. Já o terceiro ponto corresponde à Cachoeira da Fumaça, exutório da bacia, com a finalidade de se verificar a interferência de possíveis efeitos dilutórios da poluição pontual.

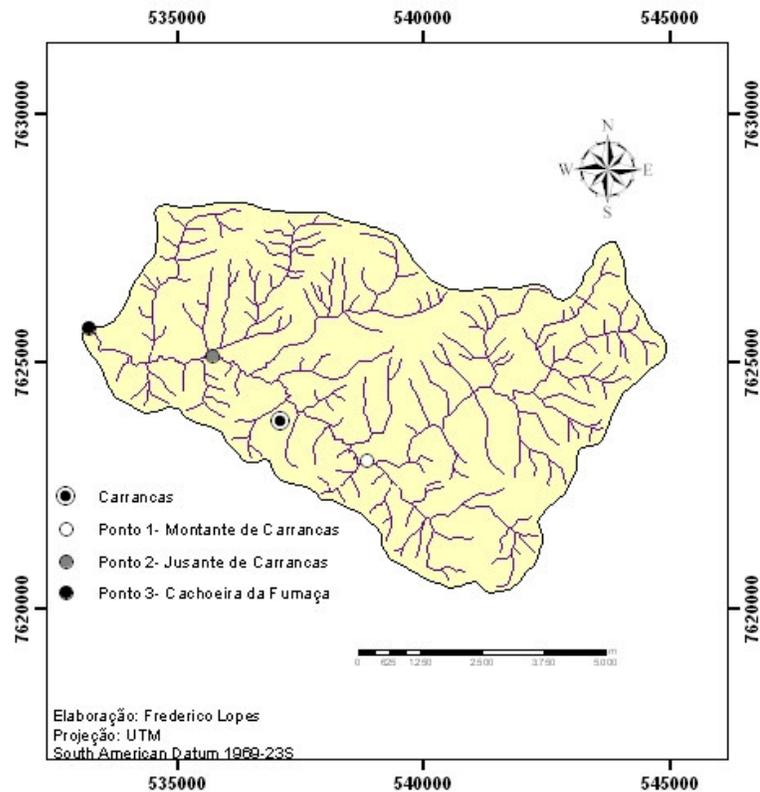


FIGURA 3 - Pontos de amostragem no Ribeirão de Carrancas.

Os parâmetros selecionados correspondem aos nove componentes do índice de qualidade de águas (IQA) desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF). Além do cálculo do referido índice, a análise individual dos parâmetros oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fosfato, temperatura, turbidez, coliformes fecais, pH e sólidos totais dissolvidos possibilitou diagnosticar as atividades que mais contribuem para a degradação das águas.

As análises de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), fosfato, nitrato, temperatura e pH foram realizadas em campo com a utilização de um kit de análise de água “Ecokit”. Os resultados das análises colorimétricas deste método são obtidos por comparação visual, sendo as especificações de leitura do Ecokit as seguintes:

- Temperatura: 0 ~ 70°
- Oxigênio dissolvido: 0,5 - 1,0 - 3,0 - 5,0 - 6,0- 7,0 - 8,0 - 9,0 (mg/L)
- DBO temperatura ambiente: 0 a infinito (mg/L)
- Fosfato: 0,1 - 0,25 - 0,5 - 1,0 - 2,0 - 3,0 - 4,0 - 5,0 (mg/L)
- Nitrato: 2,5 - 4,0 - 5,0 - 6,0 - 8,0 - 10,0 - 12,5 - 15,0 (mg/L)
- pH: 4,5 - 5,0 - 5,5 - 6,0 - 6,5 - 7,0 - 7,5 - 8,0

Para as análises de coliformes termotolerantes e sólidos totais dissolvidos, as amostras foram coletadas utilizando-se frascos apropriados e acondicionados em recipiente de isopor contendo gelo, e encaminhados ao Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADeg/UFLA). Já as análises de turbidez foram realizadas no Laboratório de Análise de Água da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), unidade Lavras. Todas as análises realizadas em laboratório atendem às especificações do *Standard methods for the examination of water and wastewater-* APHA, de 1998.

O cálculo do índice de qualidade das águas (IQA) foi realizado a partir da utilização das equações integrantes ao Sistema de cálculo da qualidade das águas (SEMAD, 2005).

Concomitantemente à realização das amostragens foi medida vazão, pelo método seção x velocidade, com o auxílio de flutuadores, em cada um dos pontos amostrais, no intuito de subsidiar discussões acerca da interferência do período climático sobre a qualidade das águas.

4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os valores do IQA observados para o Ribeirão de Carrancas (Figura 4) variaram entre 37,46 e 63,65, enquadrando-se, respectivamente, nas faixas de qualidade ruim e médio.

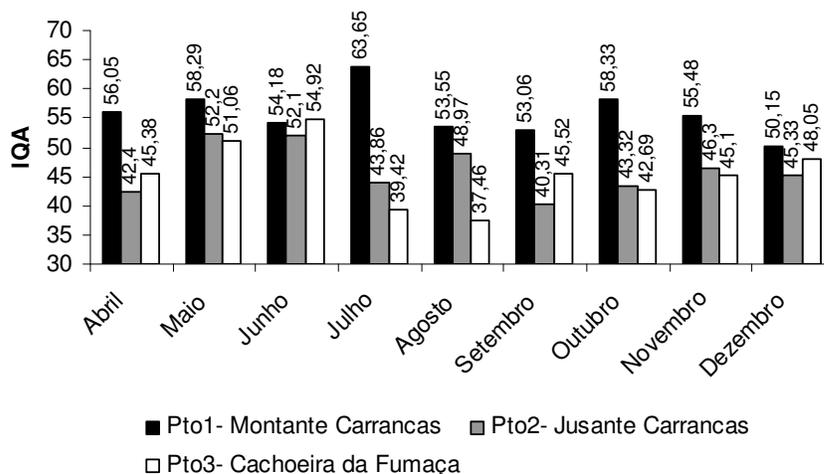


Figura 4 - IQA para os pontos amostrados no Ribeirão de Carrancas, MG.

A análise dos valores obtidos permite observar que, predominantemente, os melhores IQAs são verificados no ponto amostral situado a montante da cidade de Carrancas (Ponto 1), antes do lançamento do esgoto doméstico e industrial proveniente da área urbana. Já a partir do Ponto 2, situado após o lançamento do efluente urbano, há uma deterioração na qualidade das águas no Ribeirão de Carrancas, também verificada no Ponto 3.

Apesar do índice de qualidade das águas no Ponto 1 ter sido melhor do que os demais pontos, sua classificação de acordo com as faixas de qualidade do IQA corresponde ao valor médio, variando de 50,15 a 63,65, ao longo do monitoramento, apontando uma certa degradação na qualidade das águas (Figura 5).

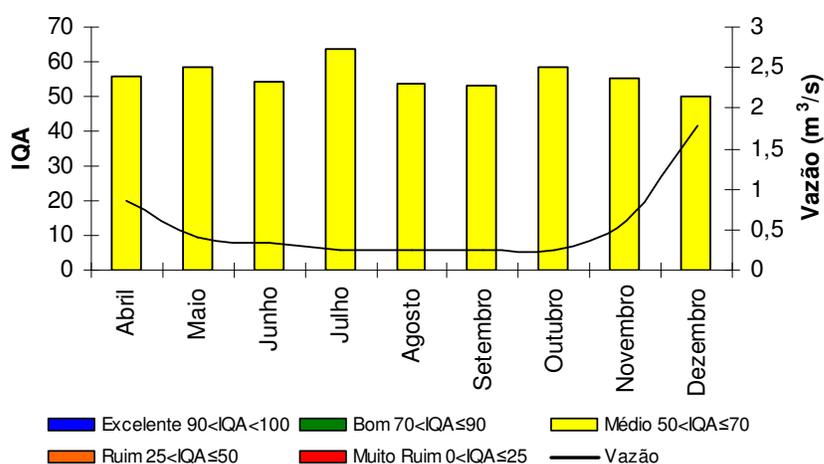


Figura 5 - Variação do IQA e vazão ao longo do monitoramento no Ponto 1- montante da cidade de Carrancas, MG.

Neste ponto de amostragem, situado na área rural da bacia, em área de dessedentação do rebanho bovino, a influência da atividade pecuária corresponde ao principal fator responsável pela redução nos valores do IQA ao longo do ano, tendo em vista os elevados índices de coliformes fecais constatados.

Observa-se que o melhor valor do IQA obtido (63,65) foi verificado no mês de julho, quando se constatou a menor vazão (0,24 m³/s). No período de maior vazão (1,79m³/s), correspondente ao mês de dezembro, o IQA foi de 50,15, sendo o valor mais baixo do IQA encontrado neste ponto de amostragem, ao longo do período monitorado.

Dessa forma, durante os períodos de maior pluviosidade, o escoamento superficial carrega o material fecal proveniente das fazendas, elevando a poluição microbiológica das águas. Essa

deterioração da qualidade das águas no período chuvoso, em decorrência do maior escoamento superficial, também foi observada por Bilich & Lacerda (2005) nas águas superficiais do Distrito Federal (DF), tendo ocorrido redução do IQA nestes períodos.

Entretanto, pode-se observar a presença de valores baixos de IQA em meses de menor vazão, como em agosto e setembro. Isso pode ser decorrente do menor efeito diluidor, associado ao fácil acesso do rebanho bovino ao curso d'água para dessedentação, proporcionando maior concentração de material nas margens do ribeirão.

Outro fator responsável pela redução dos valores do IQA são os baixos valores de pH encontrados no ribeirão estudado, possivelmente influenciados pela maior concentração de matéria orgânica vegetal oriunda da maior presença de vegetação ciliar e fragmentos florestais a montante do ponto amostral. Este fato pode contribuir para um maior aporte de material vegetal em decomposição para o curso d'água. De acordo com Esteves (1998), a dissociação do ácido carbônico, oriundo da oxidação da matéria orgânica, tende a diminuir os valores de pH em águas superficiais.

As águas do Ribeirão de Carrancas têm a sua qualidade reduzida após o lançamento dos efluentes provenientes da área urbana do município de Carrancas, a montante do Ponto 2 (Figura 6). Os valores de IQA constatados neste ponto de amostragem variaram entre 40,31 e 52,2 e foram inferiores ao Ponto 1 ao longo de todo o período de monitoramento, caracterizando a maior degradação da qualidade da água após a interferência urbana.

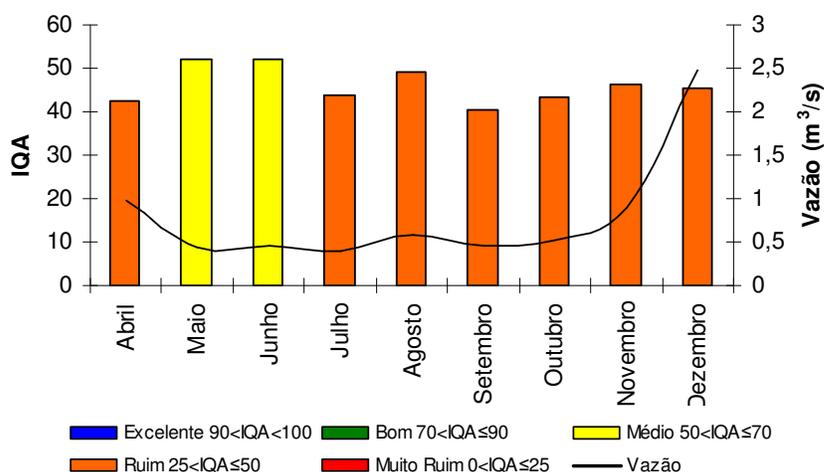


Figura 6 - Variação do IQA e vazão ao longo do monitoramento no Ponto 2 - jusante da cidade de Carrancas, MG.

Durante a maior parte das amostragens, o IQA neste ponto 2 apresentou valores correspondentes à classe ruim. Os valores correspondentes a classe média de IQA foram observados apenas nos meses de maio e junho, quando verificou-se uma redução nos coliformes fecais, possivelmente influenciada pela redução nas chuvas.

Ao contrário do verificado neste período do estudo, Bordalo *et al.* (2001) encontraram, em seus estudos, menores valores de IQA na estação seca, devido à menor diluição e ao lançamento contínuo de poluentes, especialmente esgotos domésticos.

A redução dos valores de IQA no Ponto 2 foi influenciada, principalmente, pelos valores de coliformes fecais e de oxigênio dissolvido, devido ao seu maior peso atribuído a tais parâmetros para o cálculo do IQA, além da maior concentração de fósforo total e nitrato neste ponto, em relação ao Ponto 1. Dessa forma, estes parâmetros contribuíram significativamente para que a qualidade das águas no Ponto 2 se enquadrassem predominantemente na classe ruim.

A diluição da carga poluidora dos efluentes advindos da área urbana nos períodos de maior vazão não foi significativa, tendo em vista que, nos períodos de maiores vazões, 0,929 e 2,42 m³/s, correspondentes aos meses de abril e dezembro, os valores do IQA permaneceram na classe ruim. Tal fato associa-se à elevação dos níveis de coliformes fecais nestes períodos de maior pluviosidade, em função da intensificação do escoamento superficial. Esta influência do período chuvoso na redução do IQA, em função da elevação nos níveis de coliformes fecais, também foi verificada em estudo realizado pelo IGAM (2005a), na bacia do rio Paracatu (MG).

Assim como verificado no Ponto 2, a qualidade das águas no Ponto 3 (Figura 7), localizado na Cachoeira da Fumaça, apresenta valores de IQA que variam de 37,43 a 54,92, correspondentes à classe ruim, na maior parte no período analisado, com exceção dos meses de maio e junho, cujo IQA foi médio.

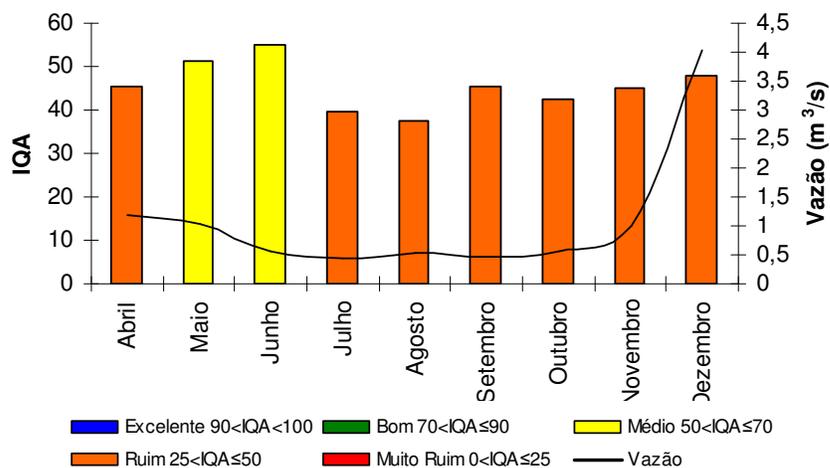


Figura 7 - Variação do IQA e vazão ao longo do monitoramento no Ponto 3 - Cachoeira da Fumaça, Carrancas, MG.

Neste ponto de amostragem, observaram-se melhores valores de IQA em relação ao Ponto 2, situado a montante, nos meses de abril, junho, setembro e dezembro. Esta melhora na qualidade da água, apontada pelo IQA, pode estar associada às características morfométricas favoráveis aos efeitos de autodepuração, como a presença de corredeiras e quedas d'água, assim como o efeito diluítório decorrente da maior vazão verificada neste ponto do rio, em relação aos demais pontos situados a montante. Os efeitos diluítórios podem ser atribuídos à melhoria do IQA, especialmente nos períodos de maior vazão, como no caso do mês de dezembro, quando verificaram-se os menores valores de nitrato e fósforo em relação aos demais períodos, neste ponto de amostragem.

Em estudo realizado na Lagoa Mãe-Bá (ES), Pereira & Mendonça (2006) encontraram, em períodos chuvosos, menores valores de fósforo em função dos efeitos diluítórios. Entretanto, nestes períodos de maior escoamento superficial, os níveis de coliformes fecais nas águas foram elevados, corroborando com os resultados encontrados no Ribeirão de Carrancas.

Em períodos nos quais não foi verificada uma melhoria no índice em relação ao ponto mais próximo ao lançamento dos efluentes urbanos (Ponto 2), a influência de altos valores de coliformes fecais, fósforo e nitrato, foram os principais responsáveis pela deterioração da qualidade apontada pelo resultado do IQA. Os maiores valores de nitrato encontrados neste trecho do curso d'água podem estar associados à poluição distante do local de amostragem, pois as formas primárias do nitrogênio na água, possivelmente oriundas do efluente urbano, foram convertidas para a forma de nitrato, pelo processo de nitrificação.

Nota-se que, no Ponto 3, durante a amostragem realizada em agosto, foi detectado o pior valor de IQA, dentre todos os resultados obtidos neste estudo. Tal resultado foi influenciado pelos valores de coliformes fecais, nitrato, pH, fósforo e turbidez, decorrentes, provavelmente, da ocorrência de chuva na véspera da coleta, que propiciou o carreamento destes materiais para o ribeirão.

Os resultados do IQA obtidos na bacia do Ribeirão de Carrancas variaram de médio a ruim, sendo que após a influência da área urbana do município de Carrancas, houve predomínio da classe ruim. Dessa maneira, o Ribeirão de Carrancas pode ser considerado uma importante fonte de degradação nos resultados da avaliação da qualidade das águas do rio Capivari, onde está localizado o ponto de monitoramento do projeto “Águas de Minas”, do IGAM. Conforme verificado pelo IGAM (2005b), o índice de qualidade de água neste rio apresentou resultado médio, no ano de 2004, representando uma piora em relação ao ano de 2003, quando foi verificado um IQA bom, influenciado, principalmente, pelos valores de coliformes fecais. Já no ano de 2005, segundo IGAM (2007), o IQA médio avaliado para o rio Capivari foi considerado bom.

Tendo em vista a influência dos níveis de coliformes fecais sobre o valor do IQA no rio Capivari, os resultados deste estudo apresentam-se compatíveis com o contexto regional, considerando que a principal influência verificada na bacia do Ribeirão de Carrancas também está relacionada aos altos teores de coliformes fecais nas águas, cuja origem são os efluentes sanitários, sem tratamento prévio, nos corpos d’água locais.

5 – CONCLUSÕES

Os resultados do IQA na bacia do Ribeirão de Carrancas apresentaram valores que variaram entre as classes de qualidade média e ruim, sendo que no ponto amostral situado a jusante do lançamento do efluente da área urbana, houve predomínio da classe ruim.

Os baixos valores do IQA obtidos foram influenciados especialmente pelos elevados níveis de coliformes fecais obtidos nas amostragens, destacando, desta forma, a influência da pecuária e dos esgotos domésticos como as principais fontes poluidoras na bacia estudada. O estudo confirma, portanto, a relação direta entre as principais causas de poluição das águas no Brasil – efluentes domésticos – e a inconformidade legal das águas para diversos fins, como a balneabilidade, a partir da contaminação por coliformes fecais. Este fato ilustra as carências nacionais comumente encontradas em relação aos sistemas de saneamento ambiental, especificamente de esgotamento sanitário, indicando a necessidade de tratamento dos esgotos antes de seu lançamento nos corpos d’água.

AGRADECIMENTOS

Aos laboratórios de análise de água da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG-UFLA) e da COPASA - unidade Lavras. E a Capes pela concessão de bolsa de estudos.

BIBLIOGRAFIA

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19.ed. Washington.

ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, A. (1999). “Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha”, *Scientia Forestalis*, v.56, p.125-134.

BARBIERI, A.F. et al. (1997). “Atividades antrópicas e impactos ambientais”, in *Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica*. Org. por Paula, J.A (Org.). Belo Horizonte., p.273-343.

BENETTI, A.; BIDONE, F. (2001). “O meio ambiente e os recursos hídricos”, in *Hidrologia: ciência e aplicação*. Org. por TUCCI, C.E.M. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. p.849-876.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. (1999). *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone., 243p.

BILICH, M.R.; LACERDA, M.P.C. (2005). “Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF) por meio de geoprocessamento” in *Anais do Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto*, 12, Goiânia. Goiânia: INPE, 2005. p.2059-2065.

BORDALO, A.A.; NILSUMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. (2001). “Water quality and uses of Bangpakong river (Eastern Thailand)”. *Water Research*, v.35, n.15, p.3635-3642.

CARVALHO, A.R.; SCHILITTER, F.H.M.; TORNOSIELO, V.L. (2000). “Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água”. *Química Nova*, v.23, n.5, p.618-622.

CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS.(1983). *Diagnóstico ambiental do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, 1983. 158p.

COMPANHIA MINERADORA DE MINAS GERAIS. (2002). *Carta geológica*. Folha SF 23-x-c-i – Lavras, 2002. Escala 1:100.000.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. (2006). *Seleção de índices e indicadores de qualidade da água. Aplicação dos índices selecionados*. CPRH. PNMA II, 2006. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=294>>. Acesso em: 28 jul. 2006.

DIAS, L.E.; GRIFFITH, J.J. (1988). “*Conceituação e caracterização de áreas degradadas*” in *Recuperação de áreas degradadas*. Org. por Dias, L.E.; Mello, J.W.V. Viçosa: UFV, p.1-7.

DOMINGOS, M.C. (2004). *O turismo como agente (re)organizador do uso do espaço rural o caso de Carrancas - Minas Gerais*. 151f. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

ESTEVES, F.A. (1998). *Fundamentos de limnologia*. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência,. 602p.

GIAROLA, N.F.B. et al. (1997). *Solos da região sob influência da hidrelétrica de Itutinga/Camargos (MG): perspectiva ambiental*. Lavras: CEMIG. 101p.

GUERRA, A.J.T. (1999). “*O início do processo erosivo*” in *Erosão e conservação dos solos*.Org. por Guerra, A.J.T. et al. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil p.17-56.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. (2004). *Relatório de monitoramento das águas superficiais da bacia do Rio Grande em 2003*. Belo Horizonte. 262p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (2005a). *Estudo de metas de qualidade Bacia Hidrográfica do rio Paracatu 2005*. Belo Horizonte, 34p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. (2005b). *Relatório de monitoramento das águas superficiais da bacia do Rio Grande em 2004*. Belo Horizonte, 250p.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. (2007). *Bacia do Rio Grande-UPGRH's GD1, GD2, GD3, GD4 e GD5. Mapa de qualidade das águas superficiais em 2005*. Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <<http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/htmls/downloads.htm>> Acesso em: 12 fev. 2007.

LINSTONE, H.A.; TUROFF, M. (1975). *The Delphi method: techniques and applications*. Massachusetts: Adison-Wesley, 620p.

LOPES, V.C.; LIBÂNIO, M. (2005). “*Proposição de um índice de estações de tratamento de água (IQETA)*”. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n.4, p.318-328, out./dez.

MAGALHÃES, Jr. A.P. (2003) “*Os indicadores como instrumentos potenciais de gestão das águas no atual contexto legal-institucional do Brasil: resultados de um painel de especialistas*”. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.8, n.4, p.49-68.

MEYBECK, M.; HELMER, R. (1996). “*An introduction to water quality*”. in *Water quality assessments- a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Org. por CHAPMAN, D. 2.ed. London: UNESCO/WHO/UNEP, p.19-39.

MINAS GERAIS. (2006). Assembléia Legislativa. *Municípios mineiros*. Disponível em: <<http://www.almg.gov.br/index.asp?Grupo=estado&diretorio=munmg&arquivo=municipios&municipio=14600>>. Acesso: 23 jun. 2006.

MINAS GERAIS. (2005). Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de. *Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA), estabelecimento das equações do índice de qualidade das águas (IQA)*. Belo Horizonte: SEMAD/UCEMG/PNMAII.

NATIONAL SANITATION FOUNDATION.(2006). *Water quality index-WQI*. Disponível em: http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp#calculating. Acesso em: 1 ago. 2006.

PEREIRA, A.A.; MENDONÇA, A.S.F. (2006). “Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes - Estudo de caso: Lagoa Mãe-Bá, Espírito Santo”. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v.11, n.1, p.63-77, jan./mar.

PORTO, M.F.A.(1991). “Estabelecimento de parâmetros de controle da poluição” in *Hidrologia ambiental*. Org. por Porto, R.L. São Paulo: Universidade de São Paulo. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p.375-390.

PORTO, M.F.A.; BRANCO, S.M.; LUCA, S. J.(1991). “Caracterização da qualidade da água”. in *Hidrologia ambiental*. Org. por Porto, R.L. São Paulo: Universidade de São Paulo. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p.27-65.

PORTO, R.; ZAHED, F.K.; TUCCI, C.; BIDONE, F. (2001). “Drenagem urbana” in *Hidrologia: ciência e aplicação*. Org. por Tucci, C.E.M. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2001. 2.ed. Cap. 6, p.243-252.

RESENDE, M et al. (1995). *Pedologia: base para distinção de ambientes*. Viçosa: NEPUT, 304p.

SALATI, E.; LEMOS, H.M.; SALATI, E. (2002). “Água e desenvolvimento sustentável” in *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Org. por Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. 2.ed. São Paulo: Escrituras. p.39-63.

SOUZA, E.R. (1996). *Alterações físico-químicas no deflúvio de três sub-bacias hidrográficas decorrentes da atividade agrícola*. 91p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SPERLING, M. von. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, 2005. v.1, 452p.

TELLES, D.D. (2002). “Água na agricultura e pecuária” in *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Org. por Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. 2.ed. São Paulo: Escrituras.305-337.

TUNDISI, C.T.; TUNDISI, T.M.; ROCHA, O. “Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos” in *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Org. por Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. 2.ed. São Paulo: Escrituras. p.195- 225.