

## **Monitoramento dos impactos ambientais das atividades agrícolas na qualidade das águas superficiais**

Luís Gonzaga de Toledo

Analista Ambiental

Ibama – Diretoria de Licenciamento e Qualidade Ambiental

e-mail: luis.toledo@ibama.gov.br

### **Distribuição das águas superficiais**

As águas superficiais representam apenas 0,14% de toda água existente no planeta, havendo uma intensa troca entre os diversos ambientes armazenadores de água superficial. Esta mobilidade entre os compartimentos hídricos superficiais ocasiona uma dificuldade no estabelecimento de suas reservas, provocando desta maneira um efeito de sazonalidade que dificulta generalidades tanto em termos quantitativos quanto em termos qualitativos. O reflexo desta complexidade fica evidente nos tempos de residência da água nos diferentes compartimentos, que para as águas superficiais variam entre alguns dias até meses em média, enquanto que para as águas subterrâneas e geleiras o tempo de residência na maioria dos casos situa-se na faixa de décadas e séculos (vide figura 1).

Por aí tem a noção da variabilidade quali-quantitativa que as águas superficiais estão sujeitas, seja pela influência do comportamento natural do ciclo hidrológico ou pelo uso que o homem faz do recurso hídrico. Acrescente-se que esta disponibilidade influencia de maneira efetiva na demanda pelos recursos hídricos, que por si só, acaba influenciando a qualidade da água.

No caso do Brasil, por possuir cerca de 12% da disponibilidade hídrica superficial do planeta, a heterogeneidade das águas superficiais também é maior. Quanto ao uso, o Brasil caminha para uma situação similar aos países desenvolvidos em que o uso agrícola tem predominância sobre os demais: doméstico e industrial. Embora em termos nacionais tenhamos “abundância” de água, as diferenças regionais de disponibilidade hídrica é fonte de conflito quanto ao uso.

Há de reforçar a idéia de que a abundância aqui mencionada envolve o conceito de água de boa qualidade para o uso a que se destina. Desta maneira, associando-se ao binômio qualidade-quantidade, justamente nas regiões com menor quantidade tende-se a ter água de pior qualidade, criando assim um círculo vicioso em que a disputa pelo recurso hídrico chega a beira da guerra declarada entre os usuários.

Quando se fala em qualidade da água, logo nos vem à mente a idéia de pureza, no sentido de inviolabilidade de suas características químicas. Entretanto, tais características não têm valor prático, uma vez que a qualidade da água relaciona-se mais ao uso que dela os homens fazem do que propriamente da identificação dos níveis de elementos presentes na água, além de considerar o tipo de recurso hídrico utilizado e o nível de intervenção praticado sobre um determinado recursos hídrico (vide Quadro 1). Assim sendo, e felizmente o arcabouço legal e normativo também adotou, que a especificação de qualidade da água deve basear-se em limites toleráveis e/ou aceitáveis da presença de elementos estranho a química da água, tendo em vista um particular uso que se pretenda fazer deste recurso. Isto é, não existiria uma qualidade única a partir da qual aceitaríamos uma água boa ou recusaríamos outra, mas estabeleceríamos limites específicos dos diversos contaminantes para cada uso em particular.

A partir deste princípio, o primeiro passo para podermos estabelecer entendimento sobre qualidade da água é agrupar parâmetros específicos de qualidade de água visando o enquadramento dos corpos hídricos de acordo com o uso preponderante que se pretenda fazer. Tal tarefa, realizada pelos legisladores, foi nos apresentada pela resolução CONAMA 20 de 1986, onde foram definida 9 classe de uso de água, tendo em cada classe os limites máximos estabelecidos para os contaminantes mais comuns. Esta classificação, oriunda de decisões administrativas, merece reflexão como salienta Machado (1989), uma vez que pela adoção do termo “uso preponderante” relativo a qualidade da água, resta examinarmos se é o uso que determina a classe da água ou se é a classe da água que limita seu uso. O objetivo de qualidade de água é definido a partir de duas noções limites. A primeira é o nível de proteção de base, além do qual a presença de produtos poluentes corresponde a um perigo inaceitável. O segundo é o nível de efeito nulo, pelo qual não se percebe efeitos prejudiciais visíveis sobre os diversos alvos presentes no recurso hídrico (flora, fauna, seres humanos, coletividade, etc.).

Contaminantes	Rios	Lagos	Reservatórios
Patógenos	XXX	X <sup>1</sup>	X <sup>1</sup>
SS <sup>2</sup>	XX	NA	X
MO <sup>3</sup>	XXX	X	XX
Algas	X	XX	XXX
Salinização	X	O	X
Pesticida	XXX	XX	XX
Acidificação	X	XX	XX

XXX Global

XX Regional

X Local

O Raro

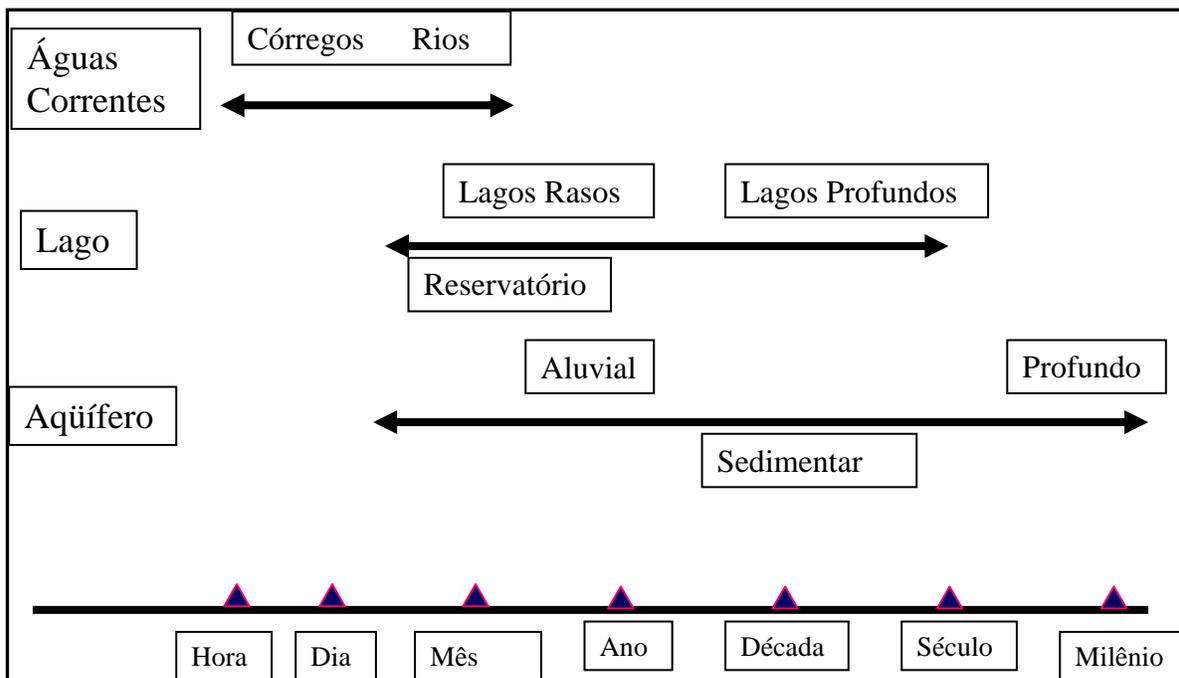
NA Não aplicável

1 Pequenos corpos de água

2 Dejetos e produção autóctone

3 Eutrofização

**Quadro 1.** Relação entre processos e/ou indicadores de QA versus tipo de recurso hídrico (adaptado de Chapmann, 1997).



**Figura 1.** Características gerais do tempo de residência dos compartimentos de águas superficiais.

### **As águas superficiais na agricultura e seus impactos ambientais**

A agricultura chamada “moderna”, fundamentada em conceitos de alta tecnologia com produtividades economicamente viáveis, substitui ecossistemas naturais de enorme complexidade e diversidade por campos arados, na maioria dos casos de alta homogeneidade.

Esta interferência, mesmo sendo feita de modo racional, provoca desequilíbrios nas cadeias biológicas estabelecidas a milhares de anos. As mudanças que ocorrem no ambiente em função do uso agrícola da terra tem na qualidade da água um forte sistema sinalizador dos desequilíbrios no seu entorno (Fawcett, 1997). Para o estabelecimento de um diagnóstico do que de fato está acontecendo ao longo do tempo, a forma mais viável de abordagem é o monitoramento da qualidade das águas tendo como unidade básica exploratória as microbacias hidrográficas (Ryff, 1995).

### **O monitoramento dos impactos ambientais nos recursos hídricos**

O monitoramento basicamente é conduzido através da avaliação de parâmetros químicos (nível de oxigênio dissolvido, sedimentos suspensos, metais, nutrientes e pesticidas), parâmetros físicos (temperatura, cor da água, velocidade da água) e, parâmetros biológicos relacionados a abundância e variedade da flora e fauna do ambiente aquático.

O sucesso de estudo de monitoramento está na dependência direta da escolha e localização dos pontos amostrais e desta maneira, as microbacias, sendo um sistema natural de drenagem, representam as interconexões de todos os corpos de água e se constituem na ferramenta ideal de distribuição dos locais de amostragem. Estes pontos de monitoramento podem ser estabelecidos na forma de uma base fixa contínua, para atender necessidades específicas ou, em forma temporária ou sazonal.

O propósito de implementar o monitoramento da qualidade da água deve ser diretamente relacionado a objetivos específicos para os quais direcionam-se os trabalhos, isto é, verificar tendências de alterações da qualidade da águas, busca de indicadores, avaliação de impactos ambientais, alteração de características biológica, etc. (Harmancioglu et all, 1998). Estas alterações podem estar distribuídas ao longo do eixo de drenagem num dado momento, caracterizando-se desta maneira a presença de fontes pontuais de contaminação. Por outro lado, mesmo com a inexistência de fontes pontuais, alterações da qualidade da água são percebidas ao

longo do tempo, em que, por efeitos sazonais ou acíclicos relacionados ao uso da terra, gradativamente afetam a qualidade dos recursos hídricos. A maioria dos ecossistemas aquáticos são simultaneamente afetados por fatores relativos a distribuição espacial das fontes pontuais de contaminação assim como pelos processos distribuído no tempo ocasionados pela fontes não pontuais, o que dificulta a interpretação dos resultados de qualidade de água.

Devido à complexidade na avaliação de impacto ambiental na qualidade da água, uma ou outra estratégia básica deve ser definida no sentido de viabilizar o trabalho de monitoramento em termos de custos-benefícios, sem acrescentar informações redundantes. Dentre estas estratégias, a amostragem continuada, extremamente custosa, é mais eficiente quando se tem como objetivos a fiscalização e análise de tendências. A outra estratégia, de amostragens intermitentes, é factível nos trabalhos de impacto ambiental e seleção de indicadores de qualidade de água (Sanders e Adrian, 1978).

O uso de indicadores de qualidade de água esta diretamente relacionado com o propósito do monitoramento a ser realizado, sendo escolhidos aqueles que apresentam maiores chance de sucesso na caracterização das mudanças que ocorrem numa microbacia. O conceito de qualidade de água poderá ser descrito por um indicador apenas ou pela combinação de mais de 100 variáveis. A seleção das variáveis a serem incluídas num monitoramento freqüentemente requer a associação entre “como conhecê-las e a necessidade de conhecê-las”. A gama de indicadores passíveis de serem utilizados é enorme: pH, OD, DBO, DQO, turbidez, temperatura, condutividade, nutrientes, metais pesados, agrotóxicos, etc., entretanto nenhum deles poderá mostrar as mudanças se o objetivo do monitoramento não for delineado (Makela e Meybeck, 1996; Chapman e Kimstach, 1997).

Para evitar a síndrome de “rico de dados, mas pobre de informação” muitos programas de monitoramento de qualidade de água apresentam o estabelecimento de objetivos claros e concisos em áreas críticas, que, associados a grupos específicos de variáveis ambientais tornam-se a maneira menos dispendiosa de avaliar as alterações (positivas ou negativas) na qualidade de água.

Os impactos ambientais que a agricultura ocasiona são de natureza difusa e adotando-se uma abordagem de trabalho que leve em conta a bacia hidrográfica onde esta atividade insere-se, podemos dizer que os efeitos são cumulativos no sentido montante/jusante. Entretanto, os parâmetros indicadores destes impactos não são às vezes sensíveis o suficientes para avaliação

correta destes impactos, acrescentando-se ainda a influência que o clima provoca sobre estes indicadores, principalmente a precipitação, mascarando sobre maneira o comportamento destes indicadores através de um efeito de sazonalidade (Toledo e Ferreira, 2000).

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens adjacentes, que em princípio formam as bacias hídricas. A complexidade destes sistemas lóticos deve-se ao uso da terra, geologia, tamanho e formas das bacias de drenagem, além das condições climáticas locais.

O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais.

Cada sistema lótico possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico. Neste sentido, a busca em trabalhos de campo é a obtenção de índices de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente as alterações, com ênfase para as intervenções humanas, como os usos agrícolas, urbanos e industriais (Couillard & Lefevbre, 1985).

As interações entre as diversas variáveis mensuradas numa amostra de água constituem no ponto de partida para avaliação da qualidade da água, desde que estas interações sejam obtidas de uma distribuição amostral no espaço e no tempo das variáveis do sistema a ser estudado (Harmancioglu et al., 1998).

As fontes difusas de poluição, especialmente a agricultura, têm sido objeto de atenção em muitos países devido à dificuldade de se estabelecer procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de adotar padrões aceitáveis, como outrora ocorreu com as fontes pontuais (Parry, 1998; Sims et al., 1998). Embora estes autores enfatizem a complexidade das fontes difusas no mecanismo de transporte de fósforo em microbacias agrícolas, uma abordagem mais ampla que envolva outras variáveis de qualidade de água deve ser considerada.

Várias técnicas para elaboração de índice de qualidade de água têm sido usadas, sendo a mais empregada aquela desenvolvida pela National Sanitation Foundation Institution e usada em países como EUA, Brasil, Inglaterra (Oliveira, 1993). Outros índices foram desenvolvidos baseados em características físico-químicas da água, como o de Liebmann, Harkins; além de índices baseados em características biológicas, comumente associados ao estado trófico dos rios. Todos estes índices contemplam um grau de subjetividade, pois dependem da escolha das

variáveis que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade de água. Índices baseados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos do corpo de água em estudo, embora não permitam generalizações para todos os corpos de água, já que cada sistema hídrico, em princípio, possui sua característica peculiar (Haase e Possoli, 1993, Shoji, 1966). Por outro lado, como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço, estes índices permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico.

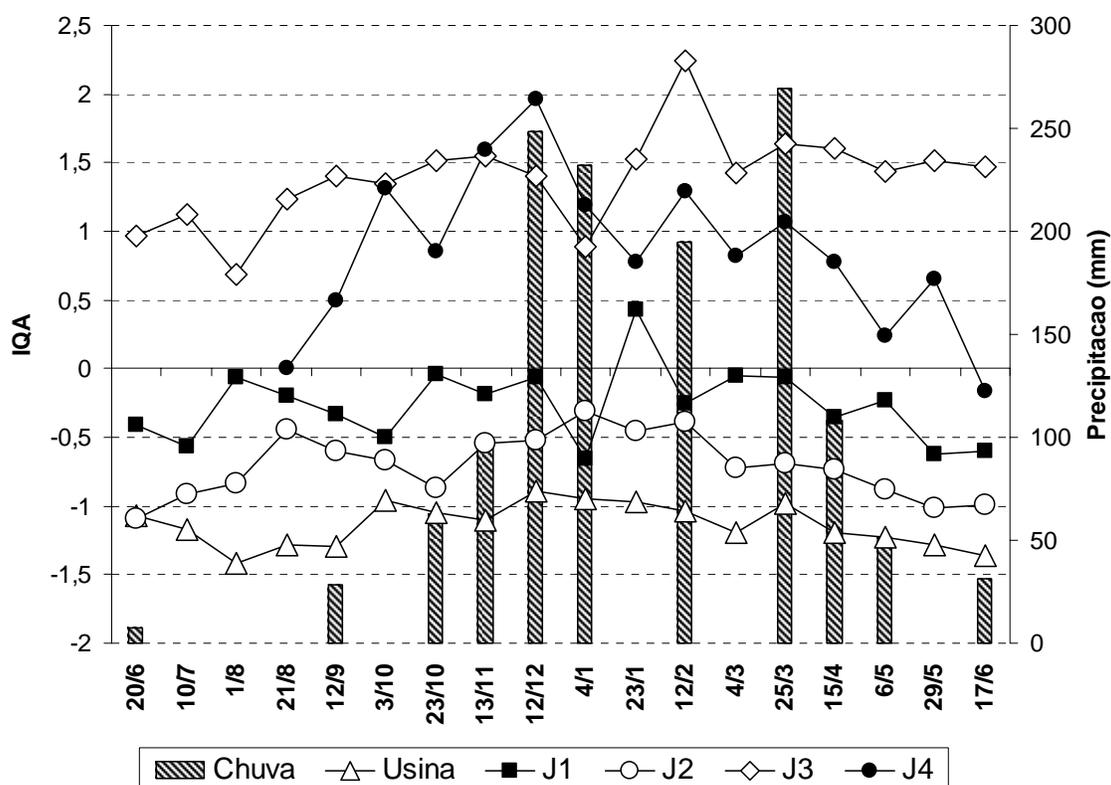
### **O monitoramento da qualidade das águas superficiais – Considerações práticas**

Muitos trabalhos de monitoramento de qualidade da água já foram desenvolvidos no Brasil, sem entretanto constituir-se num padrão a ser adotado em âmbito nacional. As dificuldades encontradas pelos diversos órgãos que se propuseram a monitorar os recursos hídricos vão desde os custos de implantação até a ausência de pessoal capacitado a gerenciar as informações produzidas. Dentre estas dificuldades, a falta de definição nos objetivos do monitoramento tem mostrado ser a causa de abandono de muitos programas, uma vez que os custos envolvidos em monitoramento de recursos hídricos distribuídos por uma ampla área do território nacional inviabilizam a continuidade de projetos que não apresentarão resultados satisfatórios num curto período de campanha.

Como mencionado acima, por razões diversas, a escolha dos parâmetros a serem monitorados tem dependência das características naturais da bacia hidrográfica em questão, além da escolha de variáveis envolvidas nas alterações ambientais objeto de investigação. Assim sendo, muitos destes programas que tinham o objetivo de acompanhamento das variações de qualidade da águas se transformaram em diagnósticos pontuais com pouca relação com as mudanças encontradas na região impactada.

Como metodologia factível de ser aplicada em microbacias sob a mais diferentes forma de ocupação do solo, o uso de índice de qualidade de água a partir de técnicas estatísticas provêm uma ferramenta de avaliação centrada no objeto de estudo, com vantagens de incorporar variáveis naturalmente presentes no ambiente. Por outro lado, por se tratar de técnica estatística, a avaliação da qualidade dos dados pode ser verificada e a seleção das variáveis mais sensíveis que poderiam ser usadas como indicadores poderá ser revista a qualquer tempo (Toledo e Nicoletta, 2002).

Entre os estudos que aplicaram estes índices, um trabalho feito na cidade de Guaíra (SP) mostra claramente o emprego da técnica de análise fatorial na construção de um índice de qualidade de água, em um período de campanha de apenas um ano (vide figura 2). Mais do que definir valores estanques de IQA para apresentação de argumentos fiscalizatórios, o trabalho identificou os principais parâmetros que afetam ou foram afetados pelo uso do solo na microbacia do córrego Jardim, além de fornecer a relação de importância de cada parâmetro na construção do IQA. Em menor proporção, a sazonalidade associada às variações de qualidade de água foi também identificada (Toledo e Nicolella, 2002).



**Figura 2.** Distribuição espaço-temporal do índice de qualidade de água (IQA) aplicado na microbacia do ribeirão Jardim, Guaíra (SP).

No caso de Guaíra é mostrada abaixo uma equação obtida na construção do IQA calculado pela técnica fatorial, adotando o método de Bartlett na determinação do fator de escala:

$$IQA = 0,152P + 0,166 NH_4 + 0,181 NO_3 + 0,169 TURB + 0,157STS - 0,077 PO_4 - 0,322OD + 0,031 pH + 0,081 COND + 0,057Clor$$

Nota-se que das variáveis com maior poder de definição do IQA pra o caso de Guaíra, o oxigênio apresenta influência negativa, sendo as demais variáveis com influência positiva a amônia, o nitrato, a turbidez e o fósforo total, denotando que estes parâmetros seriam os que deveriam constar prioritariamente em futuros programas de monitoramento.

A aplicação desta técnica de monitoramento por meio de ferramentas estatísticas também começa a ser adotada em pequenos programas de monitoramento, principalmente associada às atividades de pesquisa. Em Santa Catarina, a EPAGRI também se utilizou o IQA para definição das alterações de qualidade de água em microbacias, com vistas a identificação dos impactos das atividades agrícolas sobre os recursos hídricos (Toledo et all, 2001).

Da mesma maneira, no caso do trabalho realizado na região produtora de arroz de Itajaí (SC), a quantidade de variáveis pesquisadas foram em número de dezoito, sendo que as que mais contribuíram na definição do IQA foram nitrito, nitrato, fósforo solúvel, turbidez e fósforo total.

$$\text{IQA} = 0,12165.\text{P}+0,09602.\text{Fe}+0,20878.\text{TURB}-0,00553.\text{pH}-0,07053.\text{COND}+0,24166.\text{NO}_2+0,1335.\text{NO}_3+0,06218.\text{NH}_4+0,16888.\text{PO}_4-0,07281.\text{OD}+0,10578.\text{CT}+0,06462.\text{CF} - 0,09356.\text{ALC}-0,10834.\text{DUR}-0,00234.\text{K}-0,06398.\text{Ca}-0,0651.\text{Mg}+0,10256.\text{TEMP}$$

Dos estudos de caso apresentados deve-se considerar que mais importante que os valores numéricos dos índices, a seleção dos parâmetros mais importantes de se monitorar pelo uso de métodos estatísticos de construção de índice de qualidade de água permite que os programas de acompanhamentos da qualidade da ambiental sejam direcionados para obtenção de eficiência e eficácia, em prazos mais curtos e com uso das disponibilidades de infra-estruturas das instituições envolvidas.

Por último, ressalta-se que qualquer avaliação dos impactos ambientais da agricultura sobre os recursos hídricos deverá contemplar uma visão de longo prazo e, conjuntamente com os demais usos dentro de uma microbacia, deverá estabelecer estratégias que evitem ou previnam a ocorrência degradação dos ecossistemas aquáticos. O monitoramento ambiental com objetivos claros e específicos que considerem as características naturais do ambiente aquáticos poderão constituir-se em ferramentas eficientes para avaliação proposta.

#### BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (ed).  
**Water Quality Assessment**. London: E&FN ISPON, 1997. p. 59-126.
- COUILLARD, D; LEFEVBRE, Y. Analysis of water quality indices. **J. Environmental Management**. v. 21, n. 2, p. 161-179, 1985.
- FAWCETT, R. S. Influences of the no-till system on drinkability of water; consequences on water treatment and availability. **II Sem. Intern. Sistema Plantio Direto**. 6 a 9 out. Passo Fundo (RS). Anais Embrapa-CNPT, pp 3-10, 1997.
- HAASE, J.; POSSOLI, S. Estudo da utilização da técnica de análise fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes, RS. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.6, p.245-255, 1993.
- HARMANCIOGLU, N.B.; OZKUL, S.A E ALPASLAN, M.N Water Monitoring and Network Design. In: HARMANCIOGLU, N.B.; SINGH, V.P. E ALPASLAN, M.N. (Ed.).  
**Environmental Data Management**. Water Science Technology Library, vol 27. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 1998. pp 61-100.
- MAKELA A.; M. MEYBECK. Designing a monitoring programme. In: BARTRAM, J & R. BALLANCE (ed.) **Water Quality Monitoring**. 383pp. UNEP/WHO E&FN Spon, London. 1996. pp35-59.
- OLIVEIRA, J.B.; J.R.F. MENCK; J.L. BARBIERI; C.L. ROTTA E W. TREMOCOLDI..  
Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de Araras.  
**Boletim Técnico Instituto Agrônômico**, nº 71, Campinas –SP. 1982. 180 p.
- PARRY, R. Agriculture phosphorus and water quality: A U.S. Environmental Protection Agency perspective. **Journal Environmental Quality**. v. 27, p. 258-261, 1998.
- RYFF, T. Microbacias hidrográficas: Um novo conceito de desenvolvimento rural. **Agroanalysis** 15(5), 8-11. 1997.
- SANDERS, T.G.; ADRIAN D.D. Sampling frequencies for river quality monitoring. **Water Resources Research** 14, 569-576. 1978.
- SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C.; SHARPLEY, A. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal Environmental Quality**. v. 27, n. 2, p. 277-293, 1998.

SHOJI, H.; YAMANOTO, T.; NAKAMURA, T. Factor analysis on stream pollution of the Yodo River systems. **Air and Water Pollution**, v.10, p.291-299, 1966.

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

TOLEDO, L.G.; DESCHAMPS, F. C.; NICOLELLA G.; NOLDIN, J. A.; EBERHARDT, D. S. Uso da análise fatorial na avaliação do impacto ambiental da cultura do arroz irrigado sobre a qualidade das águas superficiais. Jaguariúna (**Embrapa Meio Ambiente**), **Comunicado Técnico**, p.4. Nov. 2001.

TOLEDO, L.G; FERREIRA, C.J.A. Impactos das atividades agrícolas na qualidade da água. **Rev. Plantio Direto**, 58, p.21-27. Jun/Ago. 2000.