

INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES AGRÍCOLAS NA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS

Ariovaldo Luchiar Jr.¹

Luis Gonzaga de Toledo¹

Celso João Alves Ferreira¹

A água doce é um recurso natural escasso. As estimativas da disponibilidade de água no planeta indicam que 94% deste recurso encontra-se nos oceanos e mares, equivalentes a $1340 \times 10^6 \text{ Km}^3$. A água doce representa apenas 6% do volume total sendo que 4% estão no aquíferos ($60 \times 10^6 \text{ Km}^3$) e 2% ($30 \times 10^6 \text{ Km}^3$) nas calotas polares. O restante da água doce distribui-se entre os lagos, rios e reservatórios ($0,13 \times 10^6 \text{ Km}^3$), umidade do solo ($0,07 \times 10^6 \text{ Km}^3$) e água atmosférica ($0,01 \times 10^6 \text{ Km}^3$) (Margalef, 1983).

A explosão urbana desordenada dos anos 80 transpôs para as metrópoles emergentes do mundo, uma preocupação até então comum apenas a países do Oriente Médio e da Ásia: a ameaça da escassez de água em condições de uso. Aliado a disponibilidade cada vez menor de água em condições aceitáveis de uso, o conflito entre os diversos usos geram disputas por este recurso, o que força os governos a tomarem medidas legais e administrativas no sentido garantir o suprimento de água para as diferentes atividades humanas, sem comprometer a qualidade e quantidade dos recursos hídricos para as gerações atuais e futuras. Em âmbito mundial o consumo de água doce é dividido em 69% para fins agrícolas, 23% para usos industriais e 8% para consumo doméstico (Malta e Preste, 1997).

Do total de água doce no mundo, 15% encontram-se no Brasil, sendo 10% como água superficiais e 5% como águas subterrâneas. Na Tabela 1 e nos Gráficos 1 e 2 é mostrado um panorama atualizado da disponibilidade e a demanda de água no Brasil por região geográfica, da por este recurso conforme os principais usos.

¹ Embrapa-Centro Nacional de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental - Rod. SP 340, km 127,5, Caixa Postal 69, CEP 13800-000 Jaguariúna, SP.

Tabela 1. Disponibilidade de água doce no Brasil e demanda conforme o uso, por região geográfica, em km³/ano

Região	Vazão Total	Vazão Urbana	Vazão Agrícola	Vazão Industrial
Norte	3845.5	0.36	0.06	0.50
Nordeste	186.2	2.06	3.91	0.55
Sudeste	334.2	5.17	4.29	5.56
Sul	365.4	1.74	7.25	1.45
Centro-Oeste	878.7	0.59	0.45	0.14
Total				

Fonte: DAEE.

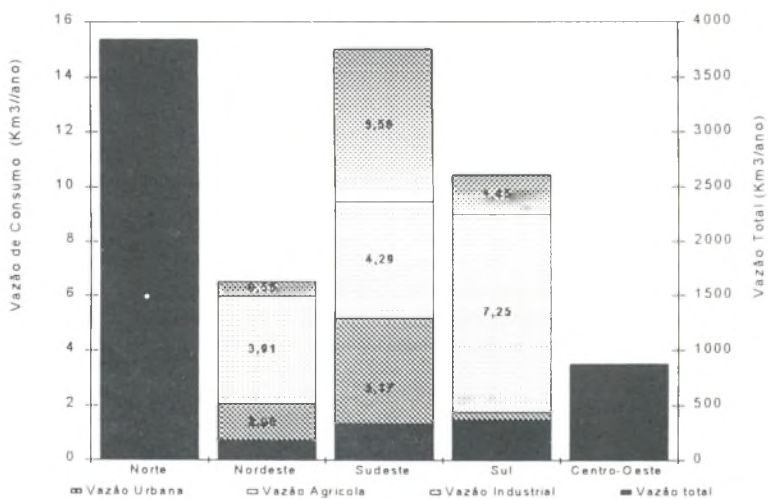


Gráfico 1. Valores comparativos entre disponibilidade e demanda de água doce no Brasil de acordo com as regiões geográficas. Observar para o eixo secundário de y refere-se à vazão total. Valores abaixo de 0,5 km³/ano não foram incluídos.

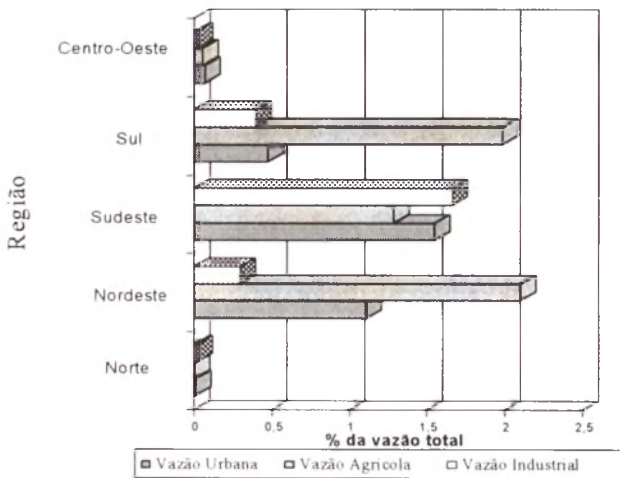


Gráfico 2. Valores relativos de consumo de água conforme o uso em relação a disponibilidade da região, em porcentagem.

Assim como ocorreu com o petróleo, alvo permanente de disputas financeiras e constante estopim de guerras, a água tem tudo para virar a década como a commodity do novo milênio. No Brasil, este direcionamento começa a ser delineado, uma vez que em janeiro deste ano foi instituído a autorização para cobrança da captação de produto essencial aos seres vivos. A legislação sancionada pelo presidente Fernando Henrique Cardoso introduziu a polémica decisão de permitir estabelecer um preço também para a água que hoje é captada de graça dos rios e lagos. Atualmente, o usuário arca apenas com o custo do tratamento e da distribuição (Malta e Preste, 1997).

Quando se fala em qualidade da água, logo nos vem a mente a idéia de pureza, no sentido de inviolabilidade de suas características químicas. Entretanto, tais características não tem valor prático, uma vez que a qualidade da água se relaciona mais ao uso que dela os homens fazem, do que propriamente da identificação dos níveis de elementos presentes na água. Assim sendo, e felizmente o arcabouço legal e normativo também adotou, a especificação de qualidade da água deve basear-se em limites toleráveis e/ou aceitáveis da presença de elementos estranho à 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 se estabelecer entendimento sobre qualidade da água é agrupar parâmetros específicos de qualidade visando o enquadramento dos corpos hídricos de acordo com o uso preponderante que se pretende 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 presente no recurso hídrico (flora, fauna, seres humanos, coletividade, etc.).

Tabela 2. Principais padrões de qualidade da água de acordo com a classe de uso, segundo portaria CONAMA n.º 20 de 1986 (Rocha, 1986).

Parâmetro	(unidade)	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Subterrânea ¹
Coliforme totais	(NMP/100ml)	1000	5000	20000	20000	0
DBO 20° C	(mgO ₂ /l)	3	5	10	10	1
Turbidez	(NTU)	40	100	100	100	-
pH		6-9	6-9	6-9	6-9	6.5 - 8.5
NH ₄	(mg N/l)	0,02	0,02	1,0	1,0	-
PO ₄	(mg P/l)	0,025	0,025	0,025	0,025	-
NO ₃	(mg N/l)	10	10	10	10	10
OD	(mg O ₂ /l)	6	5	4	2	-
Cd	(mg/l)	0,001	0,001	0,01	0,01	-
Hg	(mg/l)	0,0002	0,0002	0,002	0,002	-
STD	(mg/l)	500	500	500	500	-

¹ Padrões estabelecido pela CETESB em águas de poços no Estado de São Paulo (CETESB, 1994).

Em relação a esta classificação dos corpos de água, merece destaque a omissão que os legisladores fizeram ao despejo de resíduos como forma de uso da água, havendo apenas uma parte desta mesma portaria que trata do lançamento de efluentes em corpos de água. Nestes artigos, aparentemente dissociados da parte que trata da classificação das águas, visou-se principalmente estabelecer padrões de qualidade de efluentes, em especial para as fontes de poluição pontuais, como o caso de indústrias e esgotos domésticos. Desta maneira, a agricultura, como fonte de poluição difusa, passa ao largo de qualquer responsabilidade legal como agente poluidor dos recursos hídricos, embora saibamos dos malefícios potenciais que a atividade agrícola provoca.

Há de se considerar que estes padrões acima apresentados constituem-se nos principais parâmetros de qualidade da água, de um lista de 78 que a lei nos fornece. Cabe ressaltar que a própria portaria prevê a possibilidade de acrescentar outros parâmetros não especificados que comprovadamente causem efeitos letais ou alteração de comportamento, de reprodução ou fisiologia da vida (Machado, 1989). Este brecha é providencial, sendo impossível a lei prever todas as fórmulas químicas de contaminantes assim como o surgimento de novas moléculas, como é o caso dos agrotóxicos.

A poluição das águas origina-se de várias fontes, dentre as quais destacam-se os efluentes domésticos, os efluentes industriais, o deflúvio superficial urbano e o deflúvio superficial agrícola, estando portanto associado ao tipo de uso e ocupação do solo.

Cada uma destas fontes possui características próprias quanto aos poluentes que carregam, sendo que os esgotos domésticos apresentam contaminantes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias. Já a grande diversidade de indústrias faz com que haja uma variabilidade mais intensa nos contaminantes lançados aos corpos de água, incluindo os já citados e muitos outros que dependem das matérias-primas e dos processos industriais utilizados.

Em geral, o deflúvio superficial urbano contém todos os poluentes que se depositam na superfície do solo. Quando da ocorrência de chuvas, os materiais acumulados no solo são arrastados pela enxurrada para os cursos de água superficiais, constituindo uma fonte de poluição séria.

O deflúvio superficial agrícola tem características diferentes. Sua intensidade depende das condições edafo-climáticas, dos sistemas de produção adotados, das práticas agrícolas utilizadas em cada região e da época do ano em que se realizam a preparação do terreno para o plantio, a aplicação

agrícola e a colheita. A contribuição representada pelo material proveniente da erosão de solos intensifica-se quando da ocorrência de chuvas.

As atividades agrícolas podem causar efeitos diferenciados sobre a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. A agricultura extensiva provoca impacto ambiental adverso sobre a qualidade da água quando praticada em áreas marginais e ecologicamente sensíveis. Este tipo de agricultura é muito usada por pequenos produtores nos trópicos, e devido ao pequeno capital envolvido, ao baixo uso de fertilizantes e pesticidas, os impactos ambientais causados por este sistema de produção ocorre pelo aumento da pressão demográfica (Lal e Stewart, 1994).

Já agricultura intensiva, quando envolve a conversão de novas terras em áreas agrícolas ou o incremento das atividades das áreas agrícolas já existentes, causa impactos sobre o disponibilidade e a qualidade da água.

Das atividades agrícolas que globalmente afetam a qualidade dos recursos hídricos a conversão da florestas tropicais é muito importante. Há estimativas de que cerca de 20 milhões de hectares de florestas tropicais é anualmente convertida em áreas agrícolas. Esta conversão é frequentemente feita pelo uso de máquinas pesadas que compactam a camada superficial do solo, removem a biomassa superior e o litter e expõe solos frágeis ao intemperismo atmosférico (Lal e Stewart, 1994; Sharpley e Halvorson, 1994).

Uma segunda faceta da agricultura intensiva é a forte dependência que esta atividade tem dos agroquímicos. Na Tabela 3 e apresentado o uso global de fertilizantes desde a década de 50 assim como o ganho em produtividade que estes insumos proporcionaram a agricultura.

Tabela 3. Uso mundial de fertilizantes (adaptado de Lal & Stewart, 1994)

Ano	Uso de fertilizante		Média de produtividade	
	10 ⁶ Mg	% Incremento anual	Mg/ha	Incremento anual
1950	15.1	-	1.05	-
1960	24.2	6.0	1.30	2.4
1970	59.2	14.5	1.35	1.9
1980	111.3	8	1.90	2.3
1990	142.9	2.8	2.20	1.6

Em adição ao uso de fertilizantes minerais há o uso de resíduos orgânicos aplicado a agricultura como maneira de aumentar a fertilidade do solo. A eficiência de aproveitamento dos fertilizantes é geralmente baixa, variando de 10 a 60% do total aplicado, sendo esta eficiência condicionada ao tipo de cultura, taxa de aplicação, método de preparo do solo, características do solo, etc. Dependendo da natureza química dos nutrientes aplicados ao solo, a porção que não permanece no solo acaba atingindo as águas naturais (Sharpley e Halvorson, 1994).

Na agricultura intensiva, o uso de agrotóxicos tem aumentado significativamente. Os impactos do aumento do uso de agrotóxicos são poucos conhecidos, principalmente nos países em desenvolvimento, onde a infraestrutura e os recursos para monitoramento são escassos.

Os principais processos edáficos que afetam a qualidade da água são de natureza física, química e biológica, conforme mostrados na Tabela 4. Dentre os processos físicos podemos citar a compactação e a erosão acelerado, que por sua vez resultam na degradação da estabilidade estrutural do solo. Este declínio tem implicações na erodibilidade do solo, nas taxas de transporte superficial e subsuperficial dos elementos químicos dissolvidos e nos sedimentos carregados para os cursos de água adjacentes. A perda da estabilidade estrutural do solo afeta por sua vez a percolação da água das camadas superficiais para as camadas inferiores, afetando por conseguinte a lixiviação dos agroquímicos para a água subterrânea.

Tabela 4. Principais processos edáficos relacionados à qualidade da água.

Processos	Impacto na qualidade da água
Erosão do Solo	transporte de materiais dissolvido e em suspensão através de enxurradas
Lixiviação	Percolação de nutrientes e material orgânico dissolvido
Fluxo de macroporos	Transporte acelerado de contaminantes da superfície para regiões sub-superficiais
Mineralização do húmus	Liberação de compostos solúveis antes imobilizados na matéria orgânica

Dentre os agroquímicos utilizados pela agricultura, os nitratos constituem-se no mais sério contaminante dos recursos hídricos, especialmente no caso das águas subterrâneas. Um atenção especial é dada a este composto devido a possibilidade dele causar a metemoglobinemia em crianças quando encontrado na água de abastecimento doméstico acima do permitido. A agricultura contribui para a contaminação por nitratos dos lençóis subterrâneos através da lixiviação dos fertilizantes nitrogenados, resíduos orgânicos animais e vegetais aplicados na agricultura.

Vários estudos nos Estados Unidos, França Inglaterra, Alemanha, Holanda e Israel relatam elevados níveis de nitrato em águas subterrâneas. Tal problema ocorre com mais frequência em lugares onde o nível do lençol freático é alto. Num levantamento realizado pela EPA em poços do estado de Illinois, utilizando mais de 1000 amostras de água de poços, aqueles com mais de 30m de profundidade apresentaram uma frequência de 1,4% de ocorrência de valores de nitrato acima 10mg/l, enquanto os poços com menos de 30m de profundidade apresentaram 23% de ocorrência (Owens, 1994).

O movimento vertical dos agroquímicos no perfil profundo do solo é um processo lento em relação ao movimento horizontal, e é difícil prever uma associação direta entre o uso de fertilizantes e a contaminação destes pela agricultura. Desta maneira, mesmo que seja suspenso o uso de agroquímicos, a contaminação das águas subterrâneas mais profundas apresentarão entradas por um período longo de anos.

No Brasil, os estudos sobre a contaminação das águas subterrâneas por nitratos são incipientes, merecendo destacar o trabalho de pesquisa sobre a contaminação do aquífero Guarani, em desenvolvimento pela equipe do CNPMA. CETESB (1994) apresenta um relatório preliminar sobre a qualidade das águas subterrâneas do Estado de São Paulo, não se verificando até o momento a presença de nitrato acima do limite estabelecido por lei, isto é, 10 mg/l de N-NO₃.

Em relação a contaminação das águas superficiais Muchovej e Rechcigl (1994) comentam que as perdas de nitrato em pastagens partir dos fertilizantes é pequena, sendo que o movimento de nitrogênio para as águas superficiais ocorre na forma orgânica, associado aos processos erosivos de transporte de partículas e sedimentos. Para ilustrar este fato, os autores apresentam um tabela, a qual reproduzimos abaixo (Tabela 5), em que se relaciona a concentração de nitrato versus número de eventos de enxurradas.

Tabela 5. Concentração de nitrato e volume de enxurrada, de acordo com a classe de ocorrência, em nove microbacias do Estado de Ohio (USA)

N-NO ₃ mg/l	Nº de eventos	Volume total mm	% de ocorrência
0-5	732	2891	
5-10	94	326	93
10-15	31	72	
15-20	9	52	7
>20	24	71	
Total	890	3412	

É de conhecimento que práticas agrícolas intensiva podem causar impactos adversos na qualidade dos recursos hídricos, em geral como resultado de alterações no ciclo hidrológico, do carbono e de nutrientes; além do aporte de sedimentos e químicos dissolvidos para sistemas aquáticos. A erosão do solo e o escoamento superficial associado a lixiviação e o fluxo de macroporos estão entre os principais processos que afetam a qualidade da água.

Ao contrário do nitrato, o fósforo é transportado para os recursos hídricos principalmente pelo escoamento superficial. Embora não apresente risco direto para a saúde humana e suas concentrações encontradas nos corpos de água são muito inferiores ao de nitrato, o fósforo apresenta um papel essencial na eutrofização de rios e lagos, uma vez que o acréscimo deste nutriente favorece a proliferação de algas e acúmulo de matéria orgânica, com conseqüências diretas para outros parâmetros de qualidade de água, tais como, aumento da DBO e diminuição do oxigênio. Os sistemas de produção agrícola influenciam a carga de fósforo transportada para os rios. A maior parte do fósforo transportado esta associado aos sedimentos provenientes das áreas agrícolas e uma vez depositados no fundo de rios e lagos, este nutriente vira a ser liberado para a água através dos processos bioquímicos.

A porção solúvel do fósforo é geralmente menor que a particulada. Entretanto, sistemas de manejo que visem combater erosão dos solo, como o plantio direto, apresentam um incremento relativo maior dos que as praticas agrícolas convencionais. Tal incremento favorece diretamente o processos de entronização, uma vez que o fósforo solúvel é prontamente assimilado pela

comunidade fitoplanctônica

Entre os fatores que normalmente caracterizam a qualidade da água de ambientes aquáticos, os teores de sólidos suspensos são freqüentemente citados, pois além de causar o assoreamento dos cursos de água e represas, afetam o comportamento dos animais, os processos fisiológicos das plantas (Ayers e Westcot, 1985). Além disso, podem causar prejuízos econômicos a outras atividades não agrícolas tais como: aumento dos custos operacionais de tratamento de água e dos sistemas de distribuição e abastecimento, gastos com a recuperação de reservatórios eutrofizados, diminuição da vida útil de reservatório e danos a equipamentos de geração hidrelétrica e diminuição da navegabilidade e da qualidade para uso de lazer e esporte (Marques, 1995).

Um estudo conduzido pelo CNPMA no município de Guaira, abordou os impactos da agricultura intensiva sobre a qualidade das águas superficiais. Em relação ao prejuízo econômico, verificou-se um aumento nos gastos de sulfato de alumínio, visto que este composto é usado como floculante nos sistemas de tratamento de água.

Este trabalho mostrou uma relação entre o incremento das áreas ocupadas por agricultura intensiva, neste caso, irrigação por pivô central, e a perda de qualidade da água do ponto de vista do consumo de sulfato de alumínio na estação de tratamento de água para abastecimento. Como mostrado na Figura 3 e 4, verificou-se, que a partir de 1991, com a adoção de práticas agrícolas de conservação como o plantio direto provocou uma estabilização ou mesmo uma diminuição dos impactos sobre os recursos hídricos da região, refletindo em menor consumo de sulfato de alumínio (Ferreira et al., 1996).

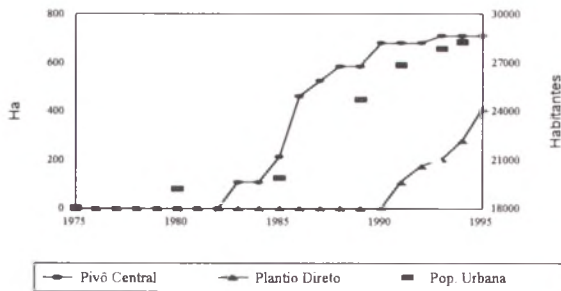


Figura 3. Evolução da área agrícola irrigada por pivô central e de plantio direto na microbacia do Ribeirão Jardim, no município de Guaira, segundo Ferreira et al. 1996.

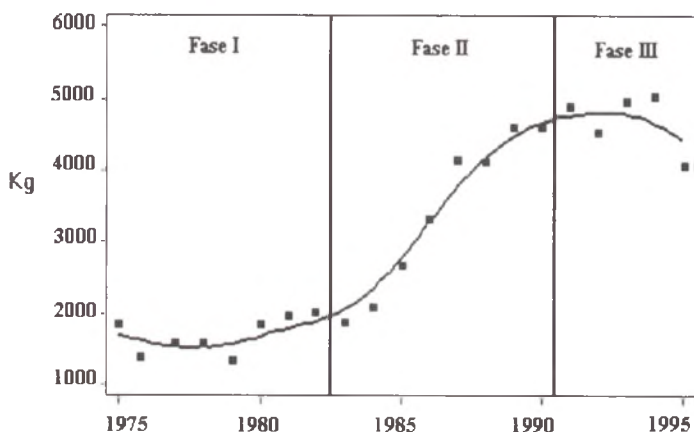


Figura 4. Consumo mensal de sulfato de alumínio pelo ETA de Guaira, segundo Ferreira et al. 1996

O sistema de preparo do solo também tem influência nos mecanismos de transporte de agrotóxicos. Flury (1996), em uma extensa revisão, mostra a relação entre o preparo do solo e o transporte de agrotóxicos para as águas subterrâneas e superficiais. Embora os resultados dos trabalhos sejam ambíguos para algumas moléculas, a lixiviação abaixo da zona de raízes, ocorre com maior frequência nos sistemas de produção que adotam práticas conservacionistas, entre estas, o sistema de plantio direto. Tal mecanismo é associado a maior retenção de água que o plantio direto proporciona nas camadas superficiais do solo e a manutenção de canais preferenciais escavados pelo comunidade biológica, uma vez que o revolvimento da camada arável é praticamente nulo.

Considerando que na prática, torna-se inexecutável o monitoramento de todos os parâmetros de qualidade de água, a seleção de parâmetros mais significativos é essencial, principalmente para as atividades agrícolas, as quais, via de regra, constituem-se em fontes de poluição difusa. Desta maneira, a modelagem matemática apresenta-se como uma importante ferramenta para a avaliação de impactos ambientais da agricultura sobre a qualidade dos recursos hídricos.

A modelagem dos processos hidrológicos associados aos diferentes

processos de degradação dos solos e da águas, e seus efeitos, parece ser a maneira mais efetiva de avaliar estes problemas, especialmente quando os modelos utilizam informação (parâmetros) de entrada facilmente disponíveis ou fáceis de medir. A precisão das predições dependem da qualidade das estimativas e das medições diretas dos parâmetros de entrada de clima e solos, os quais deve-se levar em conta sua variabilidade espacial e temporal. Por outro lado, as saídas destes modelos podem ser utilizadas para guiar a seleção das melhores alternativas, com maiores probabilidades de êxito relativo ao uso e manejo dos recursos solos e água. Esta é a base de uma adequada planificação do uso e manejo de terras para minimizar os riscos de produção, o qual não poderia lograr êxito através de medições ou experimentações diretas, devido as limitações de ordem práticas e econômicas (Sentis, 1997).

Dedicatória

Este trabalho é dedicado à memória do pesquisador CELSO JOÃO ALVES FERREIRA, que muito contribuiu para os estudos de qualidade de água durante sua estada no CNPMA.

Referências Bibliográficas

- AYERS, R.S. & WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. FAO/ONU. Trad. H.R. Gheyi, J.F., Medeiros e F.A.V. Damasceno. Campina Grande, UFPB, 1991, 218p., 1985.
- CETESB. **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo - 1993**. Coord. S. Oliveira. Série relatórios, São Paulo, 50p, 1994.
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1994**. Série relatórios, São Paulo, 270p., 1995.
- FERREIRA, C.J.A.; LUCHIARI Jr, A.; TOLEDO, L.G.; LUIZ, A.J.B.; ROCHA, J. & LELIS, L.L. Influência dos sistemas agrícolas irrigados por aspersão sobre a qualidade dos recursos hídricos. **XI Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem**. Anais. Campinas, p.467-479, 1996.
- FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through fiel soils - a review. **J. Environ Qual.** 25 (1), 25-45. 1996.

- LAL, R. & STEWART, B.A. Soil Processes and Water Quality. In.: **Soil Processes and Water Quality**. Ed. R. Lal, B.A. Stewart. Series: Advances in soil science. Boca Raton, Fla. 398p., 1994.
- MACHADO, P.A.L. **Direito Ambiental Brasileiro**. 2ª ed. . Ed. Revista dos Tribunais, São Paulo, 478 p., 1989.
- MALTA, C. & PRESTES, C.A. commodity do século 21. **Amanhã Economia e Negócios**. N.º 115, Jan 1997, 42-48. Plural Comunicações, Porto Alegre. 1997.
- MARGALEF, R. **Limnology**. Omega S.A., Barcelona 1983, 1010p .
- MARQUES, J.F. **Efeito da erosão do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental**. São Paulo. USP. 257p. Tese de Doutorado, 1995.
- MUCHOVEJ, R.M.C. & RECHCIGL. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. 91-136p. In.: **Soil Processes and Water Quality**. Ed. R. Lal, B.A. Stewart. Series: Advances in soil science. Boca Raton, Fla. 398p., 1994.
- OWENS, L.B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In.: **Soil Processes and Water Quality**. Ed. R. Lal, B.A. Stewart. Series: Advances in soil science. Boca Raton, Fla. 398p., 1994.
- SHARPLEY, A.N. & HALVORSON. The Management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In.: **Soil Processes and Water Quality**. Ed. R. Lal, B.A. Stewart. Series: Advances in soil science. Boca Raton, Fla. 398p., 1994.
- SENTÍS, I.P. Aspectos hidrologicos relacionados com la evaluacion y prevencion de problemas de degradacion de suelos y águas en América latina. Posibilidades de modelizacion. **XXV! Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Anais. CD-ROM, SBCS 20-26 jul., Rio de Janeiro, 1997.
- SOULE J.; CARRE, D. & JACKSON, W. Ecological impact of modern agriculture. In.: **Agroecology**. Ed. C.R Carrol, J.H. Vandermeer e P. Rosset. McGraw-Hill Publishing Company. 1989.
- ROCHA, C.M. **Legislação de conservação da natureza**. 4.ed. CESP/FBCN. São Paulo, 719p, 1986.