



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

INFLUÊNCIA DA SUINOCULTURA NA QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIA AGRÍCOLA NO SUDOESTE DO ESTADO DO PARANÁ

Clóvis Rech¹; Marlise Schoenhals²; Franciele Aní Caovilla Follador³

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da atividade de suinocultura na qualidade dos recursos hídricos superficiais na microbacia do rio Mandurim em Francisco Beltrão/PR. Foram selecionados dois pontos de monitoramento: o primeiro situado à montante da suinocultura, próximo às nascentes, e o segundo ponto, à jusante, próximo à foz do rio, logo após a última propriedade suinicola da microbacia. As coletas de água foram realizadas com frequência mensal no período de 04/11/03 a 26/07/05, sendo analisados os parâmetros: coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), pH, fósforo, nitrogênio total, nitrito, nitrato, cobre e zinco e os resultados confrontados com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 2. O cálculo do índice do estado trófico (IET) e do índice de qualidade da água (IQA) atingiram 32,3 e 103,63 respectivamente, sendo a qualidade da água na microbacia considerada ótima. Apesar desses resultados, alguns parâmetros, como os coliformes termotolerantes, os quais atingiram um máximo de 5.000 NMP 100 mL⁻¹, a DBO e a DQO indicaram uma contaminação na água a jusante das instalações da suinocultura, em algumas épocas do período analisado, demonstrando a importância do monitoramento contínuo.

Palavras-chave: índice de qualidade da água, índice do estado trófico, gestão integrada de recursos hídricos.

SWINE BREEDING ACTIVITY INFLUENCE ON THE WATER QUALITY ON A AGRICULTURAL MICROBASIN IN SOUTHWEST OF PARANA STATE

ABSTRACT

This work had as objective evaluate the influence of the swine breeding activity on the quality of the superficial water resources in the Mandurim River microbasin in Francisco Beltrao, state of Paraná, Brazil. For this purpose were selected two points of monitoring: the first located upstream close to the springs, choused because represent the area which don't receive contribution of swine wastes and, the second point, located downstream, close to the mouth of the river, immediately after of the last swine breeding property of the watershed. The water collects were realized with monthly frequency, since 11/04/2003 to 07/26/2005, were analyzed the parameters: thermotolerants coliform, dissolved oxygen, BOD, COD, pH, P, N, NO₂, NO₃, Cu e Zn and the results were confronted with the standards established by CONAMA 357/05 Resolution. The result of the trophic state index reached 32.3 because the water of the watershed was classified as oligotrophic. The water quality index reached 103.63, an optimum water quality. Even though the water being adequate to the legal parameters, some parameters, as thermotolerant coliform, which reached a maximum value of 5.000 NMP 100 mL⁻¹, BOD and COD indicated water contamination downstream of the swine breeding activity, in some periods of the year, demonstrating the importance of continuous monitoring.

Keywords: water quality index, trophic state index, integrated water resources management

Trabalho recebido em 30/10/2008 e aceito para publicação em 30/11/2008.

¹ Mestre em Eng. Agrícola (UNIOESTE). Geógrafo do Instituto Ambiental do Paraná. Rua Tenente Camargo 1312, cep 85605-090 –Francisco Beltrão/PR/Brasil. Telefone: (046) 35243601 Ramal 32 Fax: (046) 35242613. c.rech@hotmail.com;

² Mestre em Eng. Química (UFSC). Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná- Campus de Campo Mourão. BR 369 Km 0,5 CEP 87301-006. Telefone 55 4435234156. marlise.hals@yahoo.com.br;

³ Doutoranda em Eng. Agrícola (UNIOESTE). Professora da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) /CCET/PEAGR–Rua Universitária 2069 Jardim Universitário Cascavel/PR 85819-110. Telefone 55 45 32203175 francaovilla@yahoo.com.br

1. INTRODUÇÃO

Segundo Tundisi (1999), alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos ameaçam a sobrevivência humana e as demais espécies do planeta estando o desenvolvimento econômico e social dos países fundamentados na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de sua conservação e proteção.

A suinocultura é considerada pelos órgãos de fiscalização e controle ambiental como atividade de grande potencial poluidor, face ao elevado número de contaminantes contidos nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada representa uma fonte potencial de contaminação e de degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo (OLIVEIRA, 2003). Esses efeitos negativos da produção de suínos no meio ambiente têm levado à novas legislações que limitam o uso dos dejetos animais ou localização das criações em alguns países (JONGBLOED & LEWIS, 1998).

Segundo Assis (2004), até a década de 70, os dejetos de suínos não eram considerados um fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e os solos das propriedades tinham capacidade para absorvê-lo, além de serem utilizados em grande parte como adubo orgânico. Com o aumento da produtividade e o

crescimento das áreas urbanas próximas aos locais de criação, este quadro mudou.

A falta de tratamento de dejetos resultantes da criação de suínos, em escala industrial, está se transformando na maior fonte poluidora dos mananciais de água no Brasil, onde até as décadas de 50 e 60 era feita de forma predominantemente artesanal e, posteriormente, sofreu uma grande transformação, principalmente devido à inclusão de novas tecnologias como promotores de crescimento, antibióticos e fontes inorgânicas de minerais com o objetivo de incrementar a capacidade produtiva (MIRANDA, 2002).

Em Santa Catarina, Estado com alta concentração de suínos, o nível de contaminação dos recursos hídricos foi considerado alarmante (90% das fontes de abastecimento de água do meio rural estavam contaminadas por coliformes fecais), quando apenas 10% dos produtores detinham alguma forma de tratamento de efluentes da suinocultura (OLIVEIRA, 2003).

No Estado do Paraná, a produção de suínos é caracterizada por um nível intenso de confinamento dos animais, produzindo elevadas quantidades de dejetos. Das granjas existentes no Estado, aproximadamente 35 mil constituem a chamada produção tecnificada, inseridas no processo comercial, das quais 3.500 são integradas aos fomentos industriais. Já as

outras 100 mil possuem uma produção rudimentar voltada ao consumo interno (SUINOCULTURA INDUSTRIAL, 2003).

Segundo Krüger (2004) o problema da adição de dejetos de suínos aos recursos hídricos resulta do rápido aumento populacional das bactérias e na extração do oxigênio dissolvido na água para seu crescimento. Rios e lagos contaminados por resíduos da suinocultura podem provocar inúmeras doenças, tais como: verminoses, alergias, hepatites, hipertensão, câncer de estômago, além de trazer desconforto à população com a proliferação de moscas, borrachudos, mosquitos, erosão dos solos e maus cheiros. Sabendo que o nitrogênio (N) e o fósforo (P) são considerados como os principais problemas de poluição dos recursos hídricos, o N exige maiores cuidados, pois é o mais sujeito a transformações biológicas e perdas, seja na armazenagem, no solo ou na água. Em esterqueiras, por exemplo, o percentual de perdas é de 20 a 40% (USDA, 1994).

Além dos macronutrientes essenciais, os dejetos de suínos, devido a suplementação mineral oferecida aos animais contém micronutrientes, como o zinco (Zn), o manganês (Mn), o cobre (Cu) e o ferro (Fe). Conforme Scherer & Baldissera (1994), os metais pesados, embora em baixas concentrações

apresentam elevada toxicidade. Dentre eles, o cobre e o zinco têm sido motivo de maior preocupação, uma vez que fazem parte do suprimento dietético das rações e formulações de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação ambiental.

A poluição por dejetos de suínos tem ocorrido de forma acidental e involuntária, bem como de maneira deliberada e até premeditada. Segundo Belli Filho et al. (2001), os fatores que contribuem para o quadro de degradação são: falta de formação de pessoal, de orientação técnica dos produtores e ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis, apesar da disponibilidade de legislação avançada.

De acordo com Merten & Minella (2002), o termo qualidade da água não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às características físicas, químicas e biológicas e, conforme essas características, são estipuladas diferentes finalidades para a água.

O índice de qualidade da água (IQA) foi apresentado pela primeira vez na literatura em 1965 por Horton, um pesquisador alemão, que se utilizou desta ferramenta para avaliação de programa de redução de poluição e para a informação pública. No Brasil, o IQA mais utilizado é o desenvolvido pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental

(CETESB) que é um produtório ponderado de qualidade de água correspondente as variáveis: oxigênio dissolvido (OD), DBO, coliformes fecais (Cf)), pH, nitrogênio total (N), fósforo total (P), Turbidez, Resíduo total (DERÍSIO, 2007), o qual foi empregado neste trabalho.

A preocupação com a poluição do meio ambiente e, de maneira especial, com os recursos hídricos, tornou a destinação dos dejetos de suínos uma ameaça à sobrevivência e expansão da atividade suinícola, tendo em vista que o aumento da produção não veio acompanhado de medidas no sentido de minimizar os prejuízos causados ao meio ambiente. Nesse sentido, buscam-se soluções integradas onde as bacias hidrográficas passam a ser a referência no planejamento de ações interventivas na suinocultura, com a atenção aos dejetos por causar desequilíbrios ecológicos e adequando-as aos padrões ambientais desejáveis à sustentabilidade dos recursos naturais.

A qualidade das águas nos rios têm ligação com o uso da terra nas áreas de entorno, que modificam as características de cobertura da bacia hidrográfica e podem afetar a qualidade do escoamento superficial durante e após a precipitação. Nesse sentido, o Programa de Gestão Integrada do Meio Ambiente (PNMA II) (FUNPAR, 2002), objetiva melhorar e conservar de modo sustentável a condição

dos recursos naturais e inclui o controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no Estado do Paraná, tendo como foco a investigação e apoio às mudanças necessárias e a melhoria da qualidade da água nos rios das bacias hidrográficas selecionadas, com garantia de manutenção do abastecimento público, através da adequação ambiental das atividades de suinocultura, com a adoção conjunta de medidas preventivas e de soluções consorciadas nesta atividade que ocupa a segunda posição no Brasil, com 6,07 milhões de cabeças de suínos (ROESLER, 2002).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da atividade de suinocultura na qualidade dos recursos hídricos superficiais na microbacia do rio Mandurim em Francisco Beltrão/PR.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área contemplada pelo estudo é a microbacia do rio Mandurim, situada na região Sudoeste do Estado do Paraná, entre as coordenadas UTM 288.000 a 293.000 de longitude leste e 7.998.000 a 7.108.000 de latitude norte, no fuso 22-DATUMSAD69.

A bacia do rio Mandurim possui uma área de, aproximadamente, 22,4 km² e pertence à bacia do rio Marrecas que

possui uma área de 835 km². A extensão do eixo principal do rio Mandurim tem aproximadamente 9,5 km (FERRETI, 1998).

A Figura 1 apresenta a localização da bacia do rio Marrecas, rio Mandurim e o ponto de captação de água que abastece o município de Francisco Beltrão.



Figura 1. Bacia do Rio Marrecas, do Rio Mandurim, e o ponto de captação de água da cidade de Francisco Beltrão. Fonte: Adaptado de FUNPAR (2002).

Para a avaliação da qualidade da água do rio Mandurim foram utilizados dados gerados no âmbito do Programa PNMA II. Para este estudo foram selecionados dois pontos de monitoramento: o primeiro à montante, situado próximo às nascentes, localizado nas coordenadas geográficas de Latitude 26° 11'11'' Sul e Longitude 53° 06'01'' Oeste, sendo este escolhido por representar

a área que não recebia contribuição dos efluentes da suinocultura. O segundo ponto de coleta localizado à jusante, ficava próximo à foz do rio Mandurim, no rio Marrecas, logo após a última propriedade suinícola da microbacia, localizado nas coordenadas de Latitude: 26° 08'03'' Sul e Longitude 53° 06'08'' Oeste, e altitude de 563 m.

As coletas de água foram realizadas com frequência mensal e em condições que atenderam as recomendações do Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água da CETESB (1987). Foram analisados os parâmetros: OD, DBO, demanda química de oxigênio (DQO), pH, P, N, nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), Cf, Ct, Cu e Zn, no Laboratório de Análise de Água da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Unidade de Pato Branco, de acordo como Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA, 1992), no período de 04/11/03 a 26/07/05.

Os resultados dos parâmetros monitorados foram confrontados com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 (CONAMA, 05), que define limites aceitáveis de elementos estranhos considerando os diferentes usos.

O IQA utilizado é o desenvolvido pela CETESB que é um produtório ponderado de qualidade de água correspondente as variáveis: OD, DBO, Cf, pH, N, P, Turbidez, Resíduo total (DERÍSIO, 2007), o qual foi empregado neste trabalho e determinado pela fórmula:

$$IQA = \sum p_i \cdot q_i^{w_i}, \quad (1)$$

Em que q_i é a qualidade da i -ésima variável; w_i é o peso correspondente a i -ésima variável fixado em função de sua

importância para a qualidade; p_i é o produtório (i.e. $q_1^{w_1} \cdot q_2^{w_2} \cdot q_n^{w_n}$).

A qualidade da água indicada pelo IQA obedece a uma escala sendo assim classificada (DERÍSIO, 2007): 80 a 100 – ótima; 52 a 79 – boa; 37 a 51 – aceitável; 20 a 36 – ruim; 0 a 19 – péssima.

O Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) foi empregado com os ajustes feitos por Toledo Jr. (1983), utilizando as variáveis fósforo total (P) e clorofila. Neste estudo não foi considerada a variável clorofila por ter sido desenvolvido em ambiente lótico de pequeno porte, apresentando alta correnteza, turbidez e concentração de material em suspensão. O IET para o fósforo foi definido como:

$$IET(p) = \frac{10 \left(6 - \ln \left(\frac{80,32}{P^*} \right) \right)}{\ln 2} \quad (2)$$

Em que P é a concentração de fósforo total (mg m⁻³).

Para a medição da vazão, foram determinadas as curvas-chave de vazão e implantadas as réguas para medir as cotas de nível diário da água. com os seguintes códigos da ANEEL no ponto à montante e jusante, respectivamente: 65950150 e 65950155. O processamento dos dados medidos e a geração de relatórios por estação foram realizados por intermédio do

Software Curva Chave, da CPRM (MANASSÉS, 2005)

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Avaliação quantitativa da água do rio Mandurim

A Figura 2 apresenta a vazão do rio Mandurim nos momentos das coletas de água nos pontos à montante e jusante, durante o período monitorado.

Os dados demonstram que a maior vazão registrada no ponto montante em dias de coleta ocorreu em janeiro de 2004, quando se atingiu 470 L s^{-1} , enquanto que na mesma data o caudal verificado no ponto a jusante foi de 1.200 L s^{-1} . A maior vazão verificada no ponto à jusante ocorreu em 28/10/04 alcançando 1.400 L s^{-1} (amostra 14). Os picos de vazão nos dois pontos não coincidiram, pelo fato de que as aferições correspondem apenas aos momentos de coleta das amostras de água, não se referindo ao monitoramento diário e

tampouco aos dias de chuva, além disso deve-se considerar o lançamento de dejetos da suinocultura no rio, o qual influencia na vazão de jusante e não é constante ao longo do dia e do ano.

No ponto à jusante, o pico de vazão coincidiu com o dia de coleta de água com chuva, após a precipitação, quando a água precipitada na região mais alta já havia escoado para as depressões da bacia. O período de maior vazão ocorreu nos meses de novembro, dezembro e julho, nos 2 anos monitorados, respectivamente.

3.2. Avaliação qualitativa da água do rio Mandurim

O monitoramento da qualidade da água do rio Mandurim nos pontos montante e jusante, possibilitou a avaliação da contribuição proporcionada pelas atividades desenvolvidas na bacia em termos de carga poluidora.

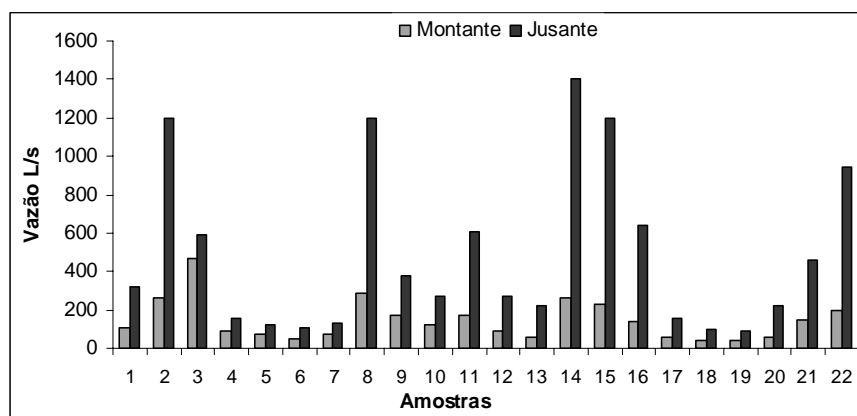


Figura 2. Vazões do rio Mandurim auferidas no momento das coletas de água para análise, pontos montante e jusante.

Segundo Sánchez et al. (2007), o OD é fortemente influenciado pela combinação de características físicas, químicas e biológicas das correntes de substâncias que demandam oxigênio, incluindo a biomassa de algas, material orgânico dissolvido, amônia, sólidos suspensos voláteis e demanda de oxigênio de sedimentos.

De acordo com Sinhorini (2005), o oxigênio dissolvido indica o grau de arejamento da água, sendo um indicativo da sua qualidade. Este parâmetro é utilizado para verificar a qualidade das águas superficiais. Através do OD é possível avaliar o efeito de despejos oxidáveis (de origem orgânica) nos recursos hídricos, e o processo de autodepuração, servindo também como indicador das condições de vida na água. De acordo com o art. 15º inciso VI da Resolução CONAMA 357/05, para águas de classe 2, o valor mínimo de OD, não deve ser inferior a 5 mg L⁻¹ (CONAMA, 2005). Conforme pode ser visualizado na Figura 3, no período avaliado, o OD na água da bacia do Mandurim variou significativamente durante os diferentes meses do ano e em diferentes estações. No entanto, a variação de OD ocorreu simultaneamente, tanto à montante como à jusante, seguindo a mesma tendência.

Pôde-se constatar que as causas da variação poderiam ser tanto naturais, pela

oscilação da temperatura, quanto por contribuição decorrente de atividades antropogênicas desenvolvidas na microbacia. E, ainda, podem ser atribuídas à baixa vazão do corpo hídrico nos períodos de veranico, especialmente nos meses de janeiro de 2004 e janeiro de 2005. Apesar dos períodos com valores mais baixos, em todas as amostras de água analisadas, os valores de OD sempre foram superiores ao mínimo estabelecido. Portanto, a água do rio Mandurim atende às exigências de qualidade, no que se refere a este parâmetro específico.

A Figura 4 apresenta os resultados da análise do parâmetro DBO. Ao comparar os dados de vazão com OD e DBO, observou-se que, períodos com vazão maior levou à melhoria da oxigenação, entretanto, aumentou a carga de DBO, pela entrada de materiais externos, provavelmente, dejetos de suínos, uma vez que foram identificadas falhas nos sistemas de retenção e tratamento de grande parte das propriedades localizadas na bacia, sendo os dejetos nestes casos carregados diretamente para o corpo hídrico.

De acordo com os dados obtidos nas análises de água, a DBO apresentou valores acima do máximo permitido nos primeiros meses avaliados e uma tendência de redução nos meses subsequentes.

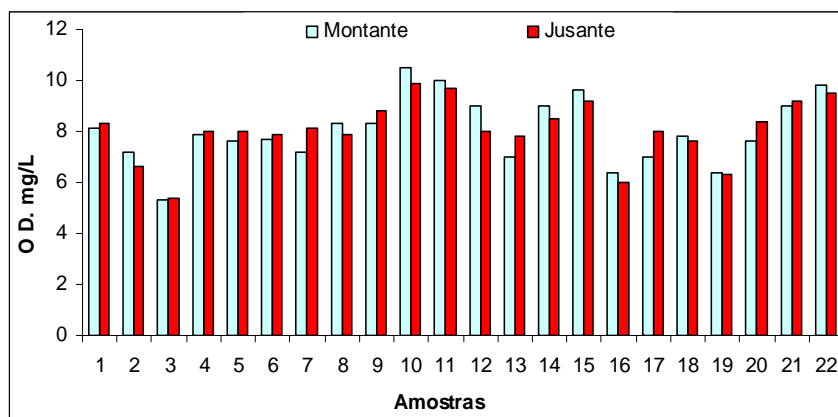


Figura 3. Oxigênio dissolvido na água do rio Mandurim, à montante e jusante.

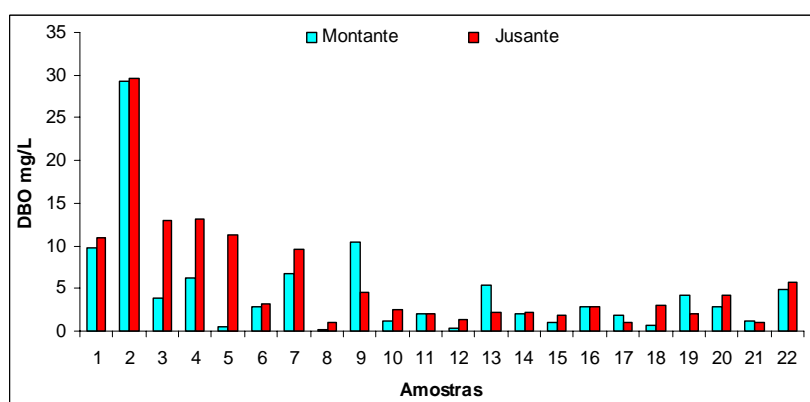


Figura 4. Demanda bioquímica de oxigênio na água do rio Mandurim, pontos a montante e jusante.

A partir do mês de junho de 2004 os valores estiveram abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA através da Resolução 357/05 que é de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Segundo Sperling (1996), um rio pode ser classificado de acordo com as condições de DBO da água: um rio bastante limpo pode apresentar uma DBO de até $1,0 \text{ mg L}^{-1}$; para rio limpo até $2,0 \text{ mg L}^{-1}$; razoavelmente limpo até $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ e ruim com $\text{DBO} > 10 \text{ mg L}^{-1}$.

O rio Mandurim, nos primeiros meses de monitoramento, apresentava

características ruins, por apresentar várias amostras com DBO acima de 10 mg L^{-1} , porém durante o período monitorado, sofreu uma tendência de melhora, passando para condição de rio limpo ou razoavelmente limpo.

A carga total de DBO transportada pelo rio Mandurim, no ponto a montante era, em média, $387,6 \text{ mg s}^{-1}$ e a jusante de 2.000 mg s^{-1} , sendo esta carga lançada no rio Marrecas. Portanto, o trecho da bacia entre os dois pontos monitorados contribuiu, em média, com $1.714 \text{ mg DBO s}^{-1}$.

Na Figura 5 pode-se observar as concentrações de DQO medidas nos pontos à montante e jusante.

Conforme Chapman (1992), as concentrações de DQO observadas em águas superficiais podem ser de 20 mg L⁻¹ ou menos em águas não poluídas, ou até 200 mg L⁻¹ em águas recebendo efluentes.

Observa-se, pela Figura 5 que ocorreu uma alteração nos valores de DQO no ponto à jusante, elevando-se em relação aos valores de montante, o confronto dos dados de DQO, OD e DBO, demonstram um possível lançamento de material poluente no corpo hídrico no trecho monitorado em várias amostras. Como a suinocultura é a atividade que apresenta maior potencial de risco ambiental na bacia e, conforme observado em campo, tudo indicar ser ela a responsável pela poluição verificada.

Pelos resultados expressos na Figura 6, observa-se que houve um acréscimo de carga de DQO no trecho monitorado, durante o período, em média, de 3.590 mg DQO s⁻¹ e um despejo provocado pela bacia no rio Marrecas, em média de 5.600 mg DQO s⁻¹. A menor carga de DQO despejada foi de 170 mg mês⁻¹, em fevereiro/05 e a maior contribuição foi de 18.400 mg DQO s⁻¹, no mês de janeiro/04.

A Figura 7 apresenta os resultados do pH medido nas amostras de água do rio Mandurim.

Segundo Matheus et al. (1995) apud DONADIO et al. (2005), a água no ambiente natural tem sua concentração de H⁺ e OH⁻ fortemente influenciada por sais, ácidos e bases presentes no meio, fornecendo assim informações sobre sua qualidade (água pura valor igual a 7 e água superficial valor entre 4 e 9). Deve ser considerado também que os organismos aquáticos (peixes) estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, como consequência, alterações bruscas de pH de uma água podem acarretar o desaparecimento de seres presentes na mesma. De acordo com Sinhorini (2005), o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes e, ao mesmo tempo, a mais difícil de ser compreendida, devido ao grande número de fatores que podem afetá-lo.

O tipo de solo por onde a água percorreu, o tipo de poluição química (despejos ácidos ou alcalinos) e a qualidade do ambiente, como a origem da água, os impactos ambientais poluidores, o desmatamento e o metabolismo das comunidades. A Resolução CONAMA 357/05 fixa o pH da água para os rios de classe 2 entre 6,0 e 9,0.

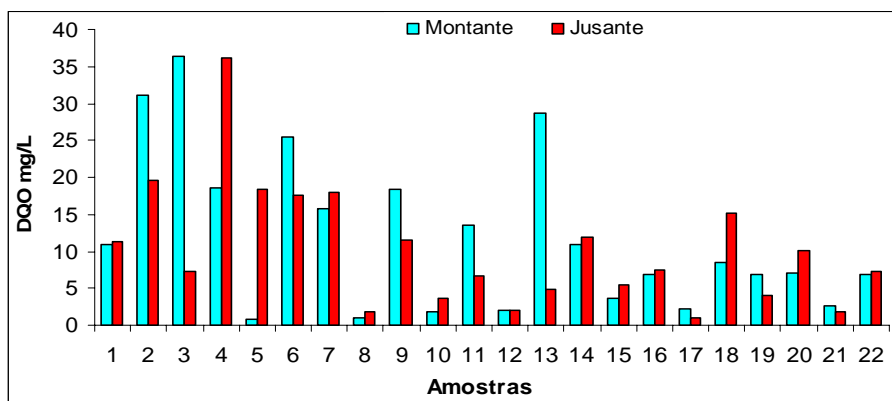


Figura 5. Demanda química de oxigênio no rio Mandurim nos pontos à montante e à jusante.

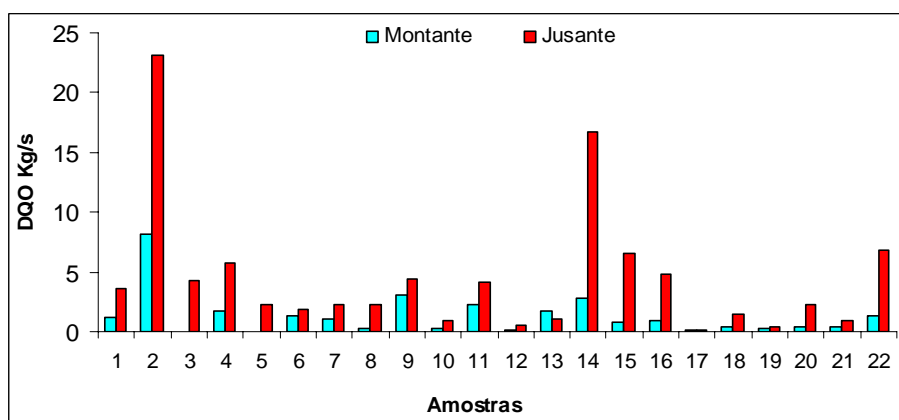


Figura 6. Carga total de DQO no rio Mandurim, montante e jusante.

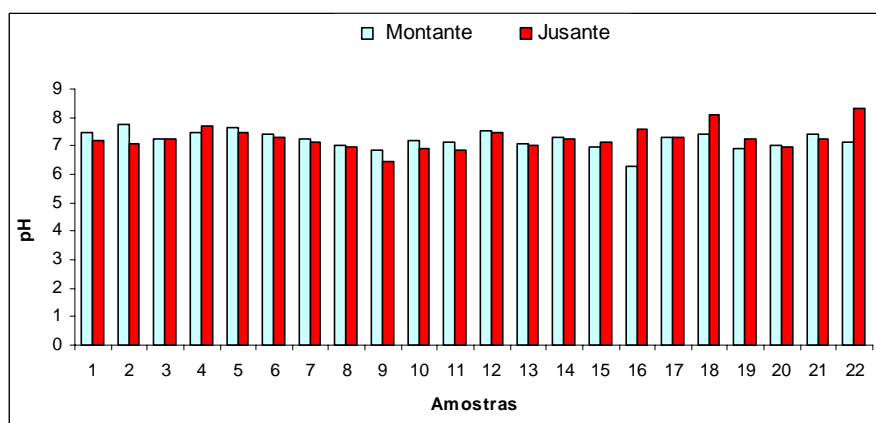


Figura 7. pH da água do rio Mandurim, pontos à montante e à jusante.

Através dos resultados obtidos neste trabalho observou-se que, em nenhum momento, os valores de pH situaram-se fora dos limites, não havendo qualquer alteração decorrente de fatores indesejáveis, que pudessem alterar significativamente esse parâmetro de qualidade da água nos dias avaliados.

O papel do fósforo na eutrofização dos recursos hídricos é essencial e a origem deste nutriente a partir de áreas agrícolas tem sido colocada em relevância como indicador de qualidade da água, já que outros indicadores como os sólidos em suspensão e turbidez estão associados ao transporte de fósforo (PARRY, 1998).

Conforme Chapman (1992), o fósforo é um nutriente essencial para os organismos vivos e existe nos corpos de água na forma dissolvida e particulada. Geralmente é o fator limitante da atividade primária e incrementos artificiais nas concentrações podem indicar poluição, sendo a principal causa de eutrofização dos corpos de água. As fontes naturais de fósforo são principalmente as rochas (intemperismo) e a decomposição da matéria orgânica. A concentração de fósforo na maioria das águas naturais, encontram-se entre 0,005 mg L⁻¹ e 0,020 mg L⁻¹.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, os valores máximos de

fósforo admitidos na água, dependem do ambiente considerado. Admite-se 0,02 mg L⁻¹ para ambientes lênticos; 0,025 mg L⁻¹ para ambientes intermediários com tempo de residência entre 02 e 40 dias e tributários diretos de ambientes lênticos e para ambiente lótico e para tributários de ambientes intermediários, o valor máximo admitido é de 0,1 mg L⁻¹. Como o rio Mandurim é um corpo hídrico de ambiente lótico, na maioria das análises o valor de P permaneceu dentro do recomendado (Figura 8), com alguns valores de pico, que ultrapassaram a concentração máxima preconizada.

O resultado do cálculo do índice do estado trófico foi 32,3. De acordo com os diferentes valores de IET, as águas podem ser classificadas como: oligotrófica, mesotrófica, eutrófica e hipereutrófica, para os quais são dados valores de classes de IET de 1 a 4, respectivamente (Tabela 1). Portanto as águas da microbacia do rio Mandurim são oligotróficas, classe I, sem riscos de problemas com excesso de nutrientes.

O nitrogênio pode ser encontrado no meio ambiente em várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos.

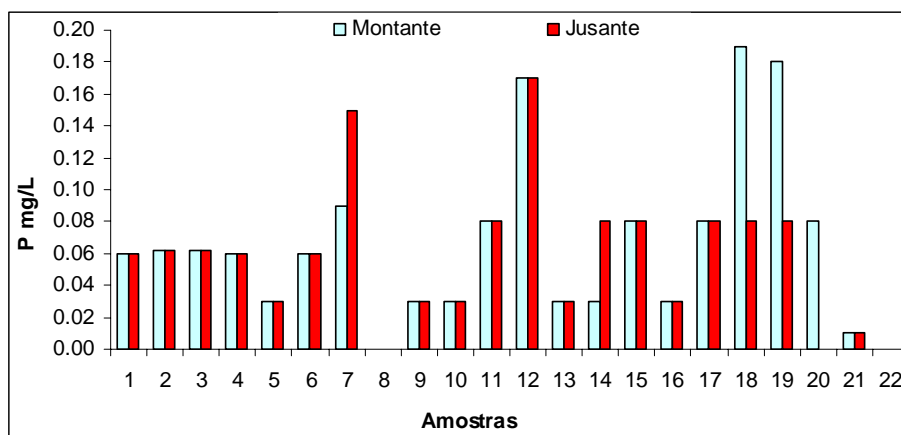


Figura 8. Fósforo na água do rio Mandurim nos pontos à montante e jusante.

Tabela 1. Classificação do estado trófico segundo o índice de Carlson (1977) modificado.

Critério	Estado trófico	Classes do IET
$IET \leq 44$	Oligotrófico	1
$44 < IET \leq 54$	Mesotrófico	2
$54 < IET \leq 74$	Eutrófico	3
$IET > 74$	Hipereutrófico	4

No meio aquático pode ser encontrado nas formas de nitrogênio molecular (N_2) (escapando para a atmosfera); nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); amônia (livre- NH_3 e ionizada $-NH_4^+$); nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Por se um elemento indispensável para o crescimento de algas, dependendo das condições, o N pode até conduzir os fenômenos de eutrofização de ambientes aquáticos lânticos (SPERLING, 1996).

Em águas residuárias da suinocultura parte do nitrogênio encontra-se na forma amoniacal e a maior parte está na forma orgânica, exigindo que ocorra a mineralização para que seja

disponibilizado para as plantas. Entretanto, para maior aproveitamento do nitrogênio, as precauções devem ser voltadas para a redução de perdas de $N-NH_3$, por volatilização, e de $N-NO_3$ por lixiviação.

A utilização de doses elevadas de resíduos orgânicos poderá causar aumento no potencial de denitrificação, favorecida pela lixiviação de nitratos para zonas do perfil de solo com baixos teores de oxigênio (SCHERER & BALDISSERA, 1994). As concentrações médias de N-amoniacal e nitrato nas amostras de dejetos suínos são 4.380 e $< 0,2 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

De acordo com os dados apresentados na Figura 9, observam-se concentrações significativas de N, em especial nos primeiros meses de monitoramento, seguindo a mesma tendência da DBO e DQO. A partir de maio/04, o N apresentou uma sensível redução, contudo observou-se uma nova tendência de elevação a partir de fevereiro de 2005. Ao comparar os valores de N e vazão, observa-se uma relação no ponto à jusante, quando a vazão aumentou, o mesmo ocorreu com a concentração de N.

A Figura 10 mostra as concentrações de nitrito medidas nas amostras de água do rio.

As concentrações de nitritos são usualmente muito baixas, por volta de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ e raramente maiores que $1,00 \text{ mg L}^{-1}$. Altas concentrações são geralmente indicadoras de efluentes industriais e são frequentemente associadas com uma qualidade de água insatisfatória microbiologicamente.

A água do rio Mandurim apresentou baixos valores médios de NO_2 em ambos os pontos, com incremento no mês de julho/04 e, a partir daí os valores se mantiveram mais elevados, contudo, o maior valor ficou muito abaixo de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, que é o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, podendo-se inferir que o rio Mandurim apresentou

níveis aceitáveis de nitrito na água durante o período monitorado.

Outro elemento relacionado à poluição da água decorrente da atividade de suínos é o nitrato (NO_3) e, por ser relacionado a malefícios à saúde do homem, em especial às crianças. O íon nitrato é a forma mais comum do nitrogênio combinado encontrado nas águas naturais. Fontes naturais de nitrato nas águas superficiais incluem rochas ígneas, drenagem de solos e resíduos de animais e plantas. Níveis naturais raramente excedem $0,10 \text{ mg L}^{-1}$, mas podem ser aumentados em águas residuais.

Kanwar et al. (1995) apud Bakhsh et al. (2005), relatam que diferentes taxas de aplicação de dejetos de suínos afetaram a concentração de NO_3 nos cursos de água. De acordo com a Figura 11, o NO_3 apresentou valores mais elevados no início do monitoramento e sofreu uma queda nos primeiros meses, estabilizando-se no decorrer do período a valores baixos em relação ao limite máximo estabelecido pela legislação ambiental vigente (Resolução CONAMA 357/05) que é de 10 mg L^{-1} pois o valor máximo detectado no rio foi $1,8 \text{ mg L}^{-1}$.

O problema da adição de dejetos de suínos aos recursos hídricos resulta no rápido crescimento populacional das bactérias.

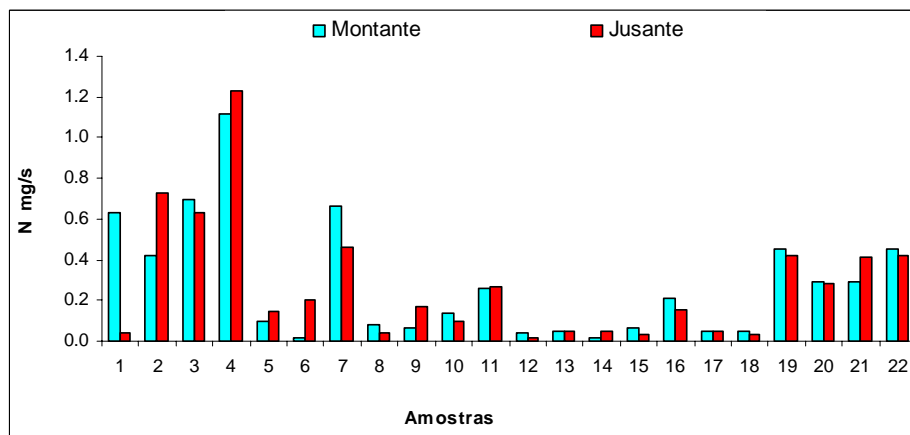


Figura 9. Nitrogênio na água do rio Mandurim nos pontos à montante e à jusante.

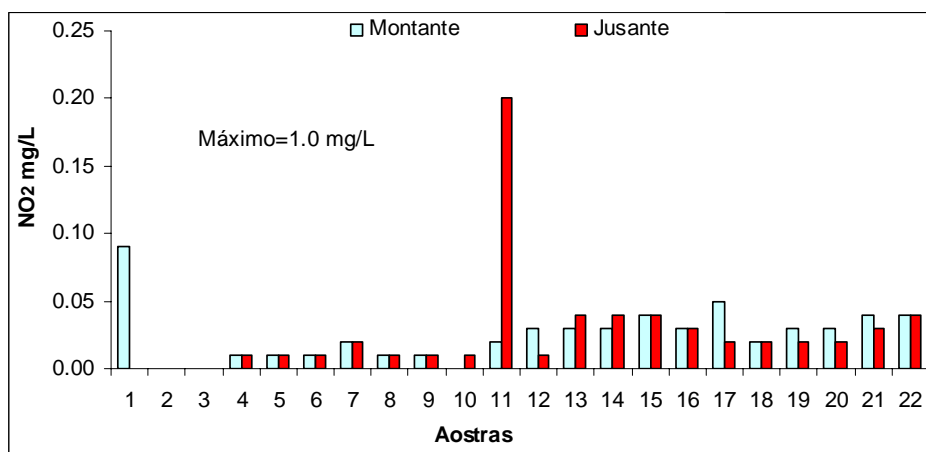


Figura 10. Valores de nitrito (NO₂) na água do rio Mandurim nos pontos à montante e jusante.

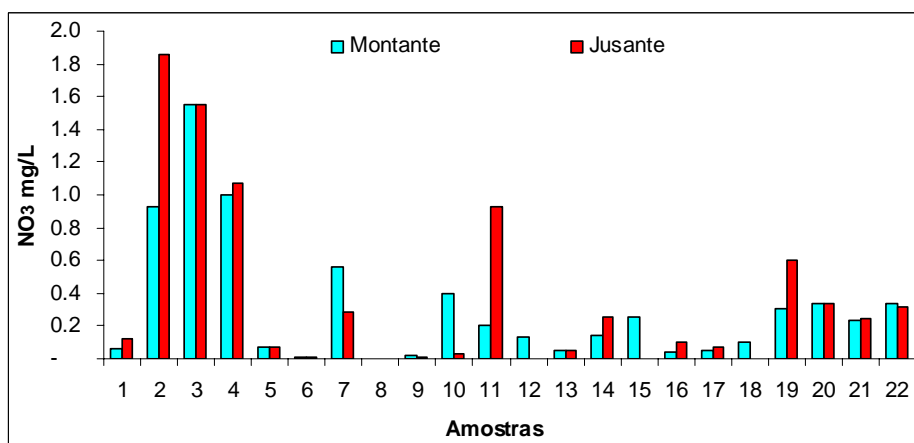


Figura 11. Valores de NO₃ na água do rio Mandurim, à montante e jusante.

Quando se adiciona uma grande quantidade de dejetos em um corpo de água, teoricamente a população de bactérias pode dobrar a cada divisão simultânea, ou seja, uma bactéria com tempo de multiplicação de 30 minutos pode gerar uma população de 16.777.216 de novas bactérias em apenas 12 horas de vida (KRÜGER, 2004).

Dean & Foran (1992) apud Bakhsh et al. (2005), constataram que a aplicação de esterco líquido em campos drenados elevou os níveis de bactérias comparado aos solos sem aplicação. Stoddard et al. (1998) apud Bakhsh et al. (2005), relatou que os dejetos suínos aumentam significativamente os coliformes fecais em comparação com terrenos não tratados com dejetos.

Os coliformes fecais pertencem a um subgrupo dos coliformes e fornecem uma correlação direta da poluição por fezes de animais de sangue quente. A água do rio Mandurim, durante o período monitorado, de acordo com a Figura 12, apresentou, tanto no ponto à montante, quanto jusante, em várias amostras, valores de Cf acima do permitido pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos de água classe 2, que é de 200 NMP 100 mL⁻¹ de água em 80% das análises. A explicação para a presença de Cf no ponto à montante, foi a presença de pessoas residindo à montante do ponto

de coleta, em área próxima ao corpo hídrico, considerada de preservação permanente.

De acordo com Scherer & Baldissera (1994), a indústria da ração costuma usar doses elevadas de Zn (300 PPM) e de Cu (250 PPM) na ração de leitões para a prevenção de diarreias e como estimulante de crescimento, respectivamente.

A presença de metais pesados é motivo de preocupação que, embora em baixas concentrações nas águas residuárias da suinocultura, apresentam elevada toxicidade.

As análises de cobre e zinco são importantes por serem parâmetros sensivelmente afetados pela atividade de suinocultura, no entanto as análises deste trabalho foram referenciadas em valor > ou < que 0,05 mg L⁻¹, indicando somente se o aparelho detectou presença do elemento, no caso do valor ser inferior ao de referência. Salientando que o valor máximo de Zn estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 é de 0,18 mg L⁻¹, observou-se que para este parâmetro, os resultados obtidos nas análises de água do rio Mandurim foram satisfatórios. Quanto ao cobre, o limite é de 0,009 mg L⁻¹ e, o valor referenciado pelo laboratório indicou presença do elemento em valor abaixo de 0,05 mg L⁻¹, sendo este resultado impreciso.

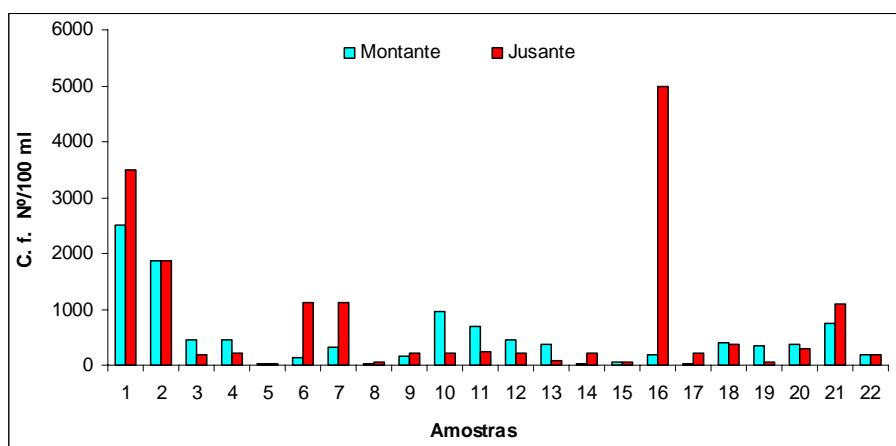


Figura 12. Coliformes termotolerantes na água do rio Mandurim, pontos à montante e jusante.

O resultado do cálculo do índice de qualidade da água que consiste na soma de todos os IQAs, ou seja, do IQA de cada parâmetro, teve como resultado 103,63, portanto a qualidade da água na microbacia é considerada ótima.

4. CONCLUSÕES

As questões ambientais são complexas e demandam planejamento e medidas concretas de controle sócio-ambiental, o que passa a consolidar cada vez mais, a especificidade dos ativos ambientais com medidas corretivas e alternativas de adequação da atividade de suinocultura nas regiões produtoras do Estado do Paraná, pois se observa, atualmente, a inexistência de um programa de sustentabilidade para a suinocultura no Brasil, que integrem os componentes: humano (formação de pessoal), técnico (desenvolvimento de tecnologias e

metodologias) e de sensibilização (educação ambiental). Portanto, os programas de gestão integrada podem ser considerados, neste momento, uma alternativa aperfeiçoada de enfrentamento dos problemas ambientais, estabelecendo a bacia hidrográfica como locus de intervenção.

Apesar da qualidade da água estar adequada aos padrões legais vigentes na maior parte das amostras analisadas e ser classificada como excelente de acordo com o Índice de Qualidade da Água calculado, é preciso ressaltar que se observou um impacto na qualidade da água do rio Mandurim pelo lançamento dos efluentes da suinocultura, caracterizando, em algumas épocas do ano, uma contaminação microbiológica significativa e elevação dos níveis de DBO acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA

357/05. Tal fato ressalta, o monitoramento contínuo dos corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

- AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION AND WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 th ed. Washington, 1995, 70p.
- ASSIS, F.O. Bacia hidrográfica do rio Quilombo: dejetos de suínos e impactos ambientais. **Revista Ra`e Ga**, UFPR, Curitiba, v.8, p. 107-122, 2004.
- BAKSH, A.; KANWAR, R.S.; KARLEN, D.L. Effects of liquid swine manure applications on NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 109, p. 118-128, 2005.
- BELLI FILHO, P. **Stockage et odeurs des dejections animals cas du lisier de porc**. Tese (Doutorado – Universidade de Rennes, U.F.R. École Nationale Superieure de Chimie. Rennes, France, 1995, 181 p.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnological and Oceanography**. v. 22, n.2, p.361-369, 1977.
- CHAPMAN, D. **Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 1 ed. UNESCO/WHO/UNEP. 585 p, 1992.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. 1 ed. São Paulo: CETESB, 1987.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução n.357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento. Coleção de Leis da República Federativa do Brasil, Brasília –DF: DOU, 2005.
- DEAN, D.M.; FORAN, M.E. The effect of farm liquid waste application on tile drainage. **J. Soil Water Cons** v. 47, p.368-369. 1992.
- DERÍSIO, J.C. Introdução ao controle da poluição ambiental. 3 ed. São Paulo: SIGNUS, 2007.
- DONADIO, N.M.M; GALBIATTI, J.A.; de PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**. v. 25, n.1, jan/abr 2005.
- FERRETI, E.R. **Diagnóstico físico-conservacionista –DFC da bacia do rio Marrecas –Sudoeste do Paraná**. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental –UFPR). Curitiba, 1998, 194 p.
- FUNPAR - FUNDAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ PARA O DESENVOLVIMENTO DA CIÊNCIA, DA TECNOLOGIA E DA CULTURA –. Programa Nacional do Meio Ambiente II. **Manual de Gestão Ambiental na Suinocultura**. Gestão Integrada de Ativos Ambientais –Paraná. Curitiba: PNMA, 2002.

- JONGBLOED, A.W.; LENIS, N.P. Environmental concerns about animal manure. **J. Animal Science**, v. 76, p.2641-2648. 1998.
- KANWAR, R.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A.; CRUSE, M.R. Swine manure and N-management systems: Impact n ground-water quality. IN: CLEAN WATER, CLEAN ENVIRONMENT 21st century: TEAM AGRICULTURE-WORKING TO PROTECT WATER RESOURCES. **Conference Proceedings**, Kansas City, Missouri: ASAE, vol.2 p.91-94.
- KONZEN, E.A.; PEREIRA FILHO, I.A.; BAHIA FILHO, A.F.C.; PEREIRA, F.A. Utilização de esterco líquido de suínos na adubação de milho. IN: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, **Anais**. Ponte Nova:EPAMIG, CRZM, 1, 1995, p.88-110.
- KRÜGER, N. **O Sudoeste do Paraná História de Bravura, Trabalho e Fé**. Ed. Posigraf S.A. p 08 e 186. Curitiba, 2004
- MANASSÉS, E. J. **Estudo de definição e traçado de curvas de descarga para as estações de monitoramento hidrológico PNMA II** Subprojeto: Monitoramento de Qualidade de Água, p. 1 a 11. Curitiba, MAIO/2005.
- MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. v.3. n.4, out/dez 2002.
- MIRANDA E C. **Aspectos produtivos e ambientais da suinocultura desenvolvida na sub-bacia do Lajeado Fragosos**. Embrapa Aves e Suínos. p. 8 a 22. Concórdia. SC. 2002.
- OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 1993, 188 p.
- PARRY, R. Agriculture phosphorus and water quality: A US Environmental Protection Agency perspective. **Journal of Environmental Quality**. V. 27, 1998, p.258-261.
- ROESLER, M.R.B **Costa Oeste do Paraná e a Hidrelétrica Binacional de Itaipu: Um Estudo sobre a Gestão Ambiental nos Municípios Lindeiros**. Tese (Doutorado –PUC/SP) São Paulo, 2002.
- SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J.; RUBIO, A.; GARCIA, M.G.; TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the water quality index and oxygen déficit as a simple indicators of water sheds pollution. **Ecological Indicators**. v. 7, p.315-328. 2007
- SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T. Aproveitamento de dejetos de suínos como fertilizante. IN: DIA DE CAMPO SOBRE MANEJO DE UTILIZAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS. **Anais...** Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 1993, 188 p.
- SINHORINI, M.R. **Avaliação dos dados obtidos através das análises físico-químicas realizadas no rio Mandurim pelo PNMA**. Monografia (Curso de Tecnologia em Química Ambiental –UTFPR). Curitiba, 2005, 76 p.
- SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v.1, 1996, 243 p.

STODDARD, C.S.; COYNE, M.S.; GROVE, J.M. Fecal bacteria survival and infiltration through a shallow agricultural soil: Timing and tillage effects. **J. Environmental Quality**, 1998, 27, p.1516-1523.

SUINOCULTURA INDUSTRIAL. Texto selecionado. **Revista Suinocultura Industrial**. São Paulo, v. 25, n.3, edição 168, 2003.

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

TUNDISI, J.G. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: SUPREMA Gráfica e Editora, 1999, 24 p.

USDA. **National Engineering Handbook. Agricultural Waste Management Field Handbook**. United State Department of Agriculture, 1994.