

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AGRÍCOLA – NÍVEL MESTRADO**

CAROLINE IOST

**PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA RURAL**

CASCADEL - Paraná - Brasil

CAROLINE IOST

**PRODUÇÃO DE SEDIMENTO E QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA RURAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração **Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr. Manoel Moisés
Ferreira Queiroz

**CASCADEL - Paraná - Brasil
Fevereiro – 2008**

CAROLINE IOST

**PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS E QUALIDADE DA ÁGUA DE UMA
MICROBACIA HIDROGRÁFICA RURAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Gilberto Silvério da Silva
Coordenação de Ambiental, UTFPR

Prof^a. Dr^a. Simone Damasceno Gomes
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 12 de fevereiro de 2008.

“Há água no mundo para todas as necessidades da humanidade, mas não o suficiente para satisfazer a ganância de uns poucos”.

Mahatma Gandhi (1860-1948)

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas bênçãos e sustento em todos os momentos.

À minha família, pelo amor e apoio sempre presentes.

À minha mãe, em especial, pela confiança e incentivo em meus estudos, pelos ensinamentos e exemplos de vida e pelo amor incondicional e recíproco.

Ao orientador professor Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz, pela orientação, pela amizade e pelo bom humor e alto astral com que sempre me recebeu.

Aos professores, pela sabedoria e aprendizado.

Ao Programa de Pós-Graduação “*Stricto Sensu*” em Engenharia Agrícola/UNIOESTE-PR, pela oportunidade.

A CAPES, pelo apoio financeiro.

Aos colegas de mestrado e dos Laboratórios de Hidrossedimentologia e Saneamento Ambiental, pelo auxílio e amizade.

Ao Fernando, pelo amor e dedicação.

Aos amigos, pela torcida e companheirismo.

SUMÁRIO

	página
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO	ix
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Bacia e microbacia hidrográfica	3
2.2 Monitoramento ambiental em microbacia hidrográfica	6
2.3 Hidrossedimentologia	9
2.3.1 Monitoramento hidrossedimentométrico.....	10
2.3.2 Produção de sedimentos.....	11
2.3.3 Transporte de sedimentos.....	14
2.3.4 Distribuição de sedimento no curso d'água.....	15
2.3.5 Estudos hidrossedimentométricos.....	17
2.4 Qualidade da água	19
2.4.1 Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais e fontes de poluição agropastoris.....	19
2.4.2 Características físico-químicas dos corpos d'água.....	22
2.4.3 Estudos da qualidade da água.....	31
3 MATERIAL E MÉTODOS	34
3.1 Área de estudo	34
3.2 Obtenção da vazão e curva-chave	36
3.3 Obtenção da descarga sólida em suspensão e curva-chave	38
3.3.1 Amostragem de sedimentos.....	38
3.3.2 Observações na amostragem, transporte e armazenagem....	39
3.3.3 Análise de concentração de sedimento em suspensão.....	40
3.3.4 Obtenção da curva-chave (vazão x descarga sólida em suspensão).....	41
3.4 Análise da qualidade da água	41
3.5 Análise do uso e ocupação do solo	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1 Curva-chave da vazão	44
4.2 Curvas-chaves de sedimento	47
4.3 Uso e ocupação do solo	51
4.4 Qualidade da água	55
5 CONCLUSÕES	66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68

LISTA DE TABELAS

	página
Tabela 01 Dados utilizados para o cálculo da vazão do dia 27 de maio de 2007.....	45
Tabela 02 Dados de nível e vazão obtidos nas campanhas em 2007.....	45
Tabela 03 Dados de vazão (Q), concentração de sedimento em suspensão (Cs) e descarga sólida em suspensão (Qss) obtidos nas campanhas.....	48
Tabela 04 Uso e ocupação do solo e respectivas áreas.....	53

LISTA DE FIGURAS

		página
Figura 01	Diagrama da distribuição da velocidade, concentração de sedimentos e descarga líquida nos cursos d'água.....	16
Figura 02	Localização do município de Cascavel.....	34
Figura 03	Imagem da microbacia da sanga Mandarin e local do monitoramento.....	35
Figura 04	Seção transversal da Sanga Mandarin.....	36
Figura 05	Molinete MLN-07 e contador de pulsos.....	37
Figura 06	Amostrador de sedimentos em suspensão DH 48.....	38
Figura 07	Amostragem por integração na vertical.....	39
Figura 08	Garrafas com amostra água/sedimento armazenadas....	40
Figura 09	Batimetria da sanga Mandarin no dia 27/05/200.....	44
Figura 10	Dados de precipitação diária na sanga Mandarin.....	46
Figura 11	Curva-chave da vazão (Q).....	46
Figura 12	Curva-chave da concentração de sedimento em suspensão.....	48
Figura 13	Curva chave da descarga de sedimento em suspensão.	49
Figura 14	Curva chave da concentração de sedimento em suspensão versus turbidez.....	50
Figura 15	Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia da sanga Mandarin.....	52
Figura 16	Variação do parâmetro pH.....	55
Figura 17	Variação do parâmetro condutividade elétrica	56
Figura 18	Variação do parâmetro turbidez	57
Figura 19	Variação do parâmetro oxigênio dissolvido	58
Figura 20	Variação do parâmetro cor.....	60
Figura 21	Variação do parâmetro fósforo total.....	61
Figura 22	Variação do parâmetro nitrito.....	62
Figura 23	Variação do parâmetro nitrato	63
Figura 24	Variação do parâmetro nitrogênio total.....	63

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi verificar a influência do uso do solo na produção de sedimento e na qualidade da água da microbacia hidrográfica da sanga Mandarin, localizada no município de Cascavel-PR. A vazão, o sedimento em suspensão e os parâmetros físico-químicos da água, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, pH, temperatura da água, turbidez, cor, nitrato, nitrito, nitrogênio total e fósforo total foram monitorados entre os meses de janeiro e agosto de 2007, no principal rio da microbacia. Determinou-se a curva-chave da vazão e da descarga sólida em suspensão, as quais apresentaram boa correlação (R^2 igual a 0,98 e 0,93, respectivamente). Os resultados indicaram uma baixa produção, média de $0,27 \text{ t dia}^{-1}$ de sedimento e uma boa qualidade da água, pois os parâmetros não ultrapassaram os limites regidos pela Resolução 345/05 do CONAMA para rios de Classe 2, com exceção do oxigênio dissolvido que em algumas coletas esteve abaixo de 5 mg L^{-1} , cor e fósforo total que também ultrapassaram os limites estipulados. A agricultura é a atividade predominante na microbacia (88%) e os cursos d'água apresentam cerca de 79% da área de mata ciliar exigida por lei. Acredita-se que o manejo do solo na área agricultável com práticas como o plantio direto e sistema de terraços, assim como a presença de mata ciliar nos rios influenciaram para o boa qualidade da água e baixa produção de sedimento no curso d'água.

Palavras-chave: sedimento em suspensão, vazão, curva-chave.

ABSTRACT

INFLUENCE OF USE OF LAND IN THE PRODUCTION OF SEDIMENT AND WATER QUALITY OF AGRICULTURAL MICRO BASIN

The objective of this work was to evaluate the influence of land use in the production of sediment and water quality of the micro basin of river Mandarinina micro basin, located in the city of Cascavel-PR. The liquid discharge, the suspended sediment and the physic-chemical parameters dissolved oxygen (DO), electrical conductivity, pH, temperature of the water, turbidity, color, nitrate, nitrite, total nitrogen, total phosphorus was monitoring between the months January and August 2007 at the river's main. It was determined the curve-key of the liquid discharge and discharge of suspended solid, which showed good correlation (R^2 equal to 0.98 and 0.93, respectively). The results indicated a low production of sediment, average of 0,27 t dia⁻¹ and good water quality, because the parameters have not gone beyond the limits praised by Resolution 345/05 of CONAMA for rivers, Class 2, with the exception of dissolved oxygen in some collections was below 5 mg L⁻¹, color and total phosphorus which also exceeded the limits stipulated. Agriculture is the predominant activity in the micro basin (88%) and water courses have about 79% of the area of riparian forest required by law. It is believed that the soil management in the area of agriculture with practices such as tillage and system of terraces, as well as the presence of riparian forest in rivers, influenced for the good quality water and low production sediment on the water.

Key-words: suspended sediment, liquid discharge, curve-key.

1 INTRODUÇÃO

A água está se tornando um elemento cada vez mais escasso, tanto em termos qualitativos como quantitativos. Isso vem acontecendo devido ao crescimento urbano e industrial que apresenta uma demanda crescente de água e aumento da produção de resíduos, ao manejo inadequado na atividade agrícola e pecuária, à falta de planejamento e gestão dos recursos hídricos.

Neste sentido, o planejamento e gestão de bacias hidrográficas estão sendo cada vez mais enfocados nas pesquisas técnico-científicas. O monitoramento ambiental, em bacias hidrográficas, procura caracterizar aspectos relevantes que permitam diagnosticar as mudanças que ocorrem no uso e ocupação do solo, tornando possível avaliar os efeitos das atividades humanas exercidas nas bacias hidrográficas sobre os ecossistemas. Por isso, é indicado monitorar variáveis ambientais que sejam sensíveis às mudanças que possam vir a ocorrer.

O conhecimento do aporte de sedimentos em bacias hidrográficas e a qualidade da água de seus cursos d'água são de extrema importância, uma vez que a partir dessas informações é possível inferir sobre as condições da bacia hidrográfica como um todo.

Sendo assim, tendo-se uma bacia hidrográfica como objeto de estudo, os resultados apresentam melhor fundamentação e aplicabilidade, devido a essa conter informações físicas, biológicas, socioeconômicas e, inclusive, culturais da população que ali se estabelece. Quando se faz referência a uma microbacia de atividade exclusivamente agropecuária, fica evidente que tal atividade altera os ecossistemas naturais do ponto de vista físico, químico e biológico, evidenciando a necessidade da realização de estudos neste contexto.

A microbacia da sanga Mandarinha integra a Sub-Bacia do Rio São Francisco, que por sua vez, integra a Bacia Hidrográfica do Paraná III, nascendo no município de Cascavel e passando por 10 cidades da região até desaguar no Lago de Itaipu Binacional. Ela é, ainda, considerada a mais poluída do Lago de Itaipu e chega a receber 60 mil toneladas de sedimentos por ano.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo geral avaliar a produção de sedimento e a qualidade da água da microbacia hidrográfica da sanga Mandarin, com atividade predominante rural. Para isso, teve-se como objetivos específicos:

- Obter a curva-chave da vazão da sanga Mandarin;
- Elaborar a curva-chave da descarga sólida em suspensão da sanga Mandarin;
- Avaliar a qualidade físico-química da água da sanga Mandarin;
- Elaborar o mapa de uso e ocupação do solo da microbacia;
- Relacionar os resultados obtidos com o uso e ocupação do solo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Bacia e microbacia hidrográfica

A Lei Federal nº 9.433/97, que instituiu o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, elegeu a bacia hidrográfica como unidade territorial de atuação das políticas de recursos hídricos, planejamento e gerenciamento. Assim, a água passou a ser considerada como um bem de domínio público, recurso natural limitado e dotado de valor econômico, que tem uso prioritário para o consumo humano e dessedentação animal em caso de escassez. Portanto, sua gestão deve proporcionar o uso múltiplo, ser descentralizada e participativa.

A bacia hidrográfica pode ser definida como “unidade física, caracterizada como a área de terra drenada por um determinado curso d’água e limitada, perifericamente, pelo chamado divisor de águas” (MACHADO, 2002).

TUCCI (1997) conceituou bacia hidrográfica como a “área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu enxutório”. O autor afirmou, ainda, que essa é constituída de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d’ águas, que confluem até resultar em um leito único, no enxutório.

MOTA (1995) esclareceu que a bacia hidrográfica compreende a área geográfica que drena suas águas para um determinado recurso hídrico, e que a qualidade da água de um manancial depende dos usos e atividades desenvolvidos em toda a sua área.

Neste sentido, não é possível considerar o corpo d’ água isoladamente, mas sim, como parte integrante de um ambiente completo, que forma a bacia hidrográfica, área na qual existe um inter-relacionamento entre os recursos hídricos com outros ambientes naturais, tais como o solo e a vegetação (MOTA, 1995).

GARCEZ & ALVAREZ (1999) também fizeram considerações a respeito de bacias hidrográficas, definindo-as como áreas fechadas topograficamente

num ponto do curso d' água, de forma que toda a vazão afluyente possa ser medida ou descarregada através desse ponto.

ODUM (1988) a conceituou de maneira inversa, afirmando que essa é um sistema aberto, cujo funcionamento e estabilidade relativa ao longo dos anos refletem as taxas de influxo e os ciclos de energia, da água e de materiais ao longo do tempo. Esse conceito de bacia hidrográfica permite entender que, as causas e as soluções da poluição da água não serão encontradas focando-se apenas para dentro da água, pois é o gerenciamento incorreto da bacia hidrográfica que destrói os recursos hídricos. Portanto, toda a bacia deve ser considerada como unidade de gerenciamento (ODUM, 1988).

MOTA (1995) ressaltou que o controle da quantidade e da qualidade de água dos recursos hídricos depende da disciplina, quanto ao uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Afirma, também, que se deve fazer um estudo detalhado de bacias hidrográficas, de forma que possam ser definidas as zonas indicadas a cada tipo de atividade a ser desenvolvida dentro dela e que este zoneamento pode ser realizado a nível macro, para as grandes bacias, ou de forma detalhada, quando se trabalha com bacias menores: as microbacias ou sub-bacias hidrográficas.

LEONARDO (2003) mencionou que existem diferentes definições para microbacias, que têm sua origem numa interpretação ou na compreensão científica da interação entre as suas funções na paisagem e a sua conformação geomorfológica, levando-se em conta cada um dos seus componentes.

A microbacia hidrográfica constitui a manifestação bem definida de um sistema natural aberto e pode ser vista como a unidade ecossistêmica da paisagem, no que se refere à integração dos ciclos naturais de energia, nutriente e da água, principalmente (Lima, 1999; citado por LEONARDO, 2003).

Para Rocha (1991), citado por LEONARDO (2003), os conceitos de microbacia e de bacia hidrográfica são os mesmos, pois ambos estão relacionados com aquelas áreas drenadas pelas águas pluviais, as quais, por ravinas, canais e tributários, dirigem-se para um curso principal, com vazão afluyente, convergindo para uma única saída e desaguando diretamente no mar ou em um grande lago.

Segundo ATTANASIO (2004), “a microbacia hidrográfica é a unidade básica de planejamento para a compatibilização da preservação dos recursos naturais e da produção agropecuária”. A autora ressalta, que as microbacias são dotadas de características ecológicas, geomorfológicas e sociais integradoras, o que permite uma abordagem holística e participativa, envolvendo estudos interdisciplinares para o estabelecimento de formas de desenvolvimento sustentável inerentes ao local ou região onde foram implementados. Afirmou, também, que esta visão integrada, por parte dos planejadores, assim como dos produtores rurais, enfatiza a lógica da interligação biofísica entre as ações desenvolvidas na microbacia e as reações do sistema, exemplificando que as alterações realizadas por um agricultor nas práticas de manejo em determinadas áreas da microbacia, podem ocasionar melhoria ou comprometimento da qualidade da água.

Já, para Black (1996), citado por ATTANASIO (2004), existem três objetivos gerais em manejo de microbacias hidrográficas:

- Reabilitação ou restauração de áreas alteradas, degradadas ou abandonadas, que produzem excesso de sedimentos, materiais poluentes, enxurradas, etc;
- Proteção de áreas sensíveis, o que pode significar a combinação de práticas de preservação com práticas de exploração buscando o desenvolvimento sustentável;
- Melhoramento das características dos recursos hídricos da microbacia pelo manejo de um ou mais elementos da microbacia que podem influenciar as funções hidrológicas ou de qualidade da água.

A distinção entre bacias e microbacias deve ser feita com base em efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio e não somente sob o aspecto de área. Assim, as microbacias têm como características distintas a grande sensibilidade, tanto às chuvas de alta intensidade, como ao fator uso do solo, referente à cobertura vegetal. Ou seja, as alterações na quantidade e na qualidade da água do deflúvio, em função de chuvas intensas ou em função de mudanças do uso do solo, são detectadas com muito mais sensibilidade nas microbacias do que nas grandes bacias, pois, nestas últimas, o efeito do armazenamento da água pluvial ao longo dos canais é tão pronunciado que a

bacia torna-se menos sensível às chuvas e a mudança no uso e na cobertura do solo (LIMA & ZAKIA, 2000, citado por LEONARDO, 2003).

Um conceito mais atual que complementa o entendimento da diferença entre microbacias e bacias hidrográficas é a noção de escalas de análise de sustentabilidade. De acordo com LEONARDO (2003), a microbacia hidrográfica é um elemento de escala de análise ambiental muito singular, pois representa o elo entre a escala micro (correspondente àquele nível de análise, verificação, medição, monitoramento e intervenção *in loco*) e a macro escala de análise (correspondente à paisagem, região, bacia hidrográfica, nação ou até mesmo global), de onde são procedidas as normas, a legislação e as políticas públicas. O autor ressalta, que essa distinção é importante, não somente para a delimitação espacial de micro e bacias hidrográficas, mas, sobretudo, para a estruturação de programas de monitoramento ambiental.

MACHADO (2002) concluiu que o importante é que o conceito adotado para a delimitação da bacia de drenagem garanta que a área escolhida seja integradora de todos os processos envolvidos no objetivo da análise e que apresente certo grau de homogeneidade, de forma que estratégias, ações e conclusões gerais possam ser estabelecidas para toda a área delimitada.

2.2 Monitoramento ambiental em microbacias hidrográficas

O monitoramento ambiental pode ser definido como um conjunto de informações físicas, químicas e biológicas do ecossistema em estudo, realizado por meio de amostragens estatísticas. O tipo de informação desejada depende, essencialmente, dos objetivos da rede de monitoramento e esses objetivos variam desde a detecção de violação dos padrões de qualidade, segundo legislação vigente, passando pela análise de tendência de uma variável até a avaliação ambiental da eficácia de programas e ações conservacionistas em áreas isoladas ou realizadas nas bacias hidrográficas (CAMPAGNARO & IOST, 2005).

No que diz respeito ao monitoramento de pequenas bacias, GOLDENFUM (2003) destacou que o planejamento das observações a serem efetuadas em bacia hidrológica depende dos objetivos da pesquisa e das

condições naturais da região. O autor salientou, ainda, que no Brasil existe grande carência de dados hidrológicos de pequenas bacias, pois há poucos postos em bacias menores que 500 km². Não obstante, o monitoramento das pequenas bacias reveste-se de fundamental importância para a complementação da rede de informações hidrológicas, além de sua natural vocação para o estudo do funcionamento dos processos físicos, químicos e biológicos atuantes no ciclo hidrológicos.

O monitoramento é, em essência, a coleta de dados com o propósito de obter informações sobre uma característica e/ou comportamento de uma variável ambiental. Para essa finalidade, o monitoramento normalmente consiste em um programa de repetidas observações, medidas e registro de variáveis ambientais e parâmetros operacionais em um período de tempo para um propósito definido (ITAIPU BINACIONAL, 2005).

Os programas de monitoramento de ambientes aquáticos são introduzidos com a finalidade principal de conhecer o corpo d' água, identificar eventuais problemas, avaliar os efeitos de medidas de recuperação, verificar a conformidade da qualidade da água com o uso previsto e comparar a situação atual com os padrões e recomendações vigentes (SPERLING, 2004).

Para ARZUA (2004), monitorar significa acompanhar e medir, podendo se referir a uma simples variável genérica como a um evento complexo. A autora explicou que a necessidade de se manter um monitoramento constante dos recursos hídricos está intimamente relacionada ao intenso uso das águas vinculado as mais diversas atividades econômicas.

Para se avaliar a sustentabilidade das práticas agrícolas e se elas contribuirão para a manutenção da saúde da microbacia, é fundamental o desenvolvimento de um programa de monitoramento (ATTANASIO, 2004). As respostas de uma microbacia inteira se refletem no sistema aquático, pois os fluxos da água de uma microbacia fazem esta integração. Portanto, as informações obtidas em um único local de monitoramento resumem toda a microbacia (Cranston et al., 1996 citado por ATTANASIO, 2004).

Montgomery et al. (1995) citado por ATTANASIO (2004) fizeram a seguinte consideração a respeito do monitoramento em microbacias hidrográficas:

Um dos importantes aspectos relacionados à análise em microbacia é que ela possui limites bem definidos, permitindo entender as interações dos sistemas ecológicos e avaliar, pelo monitoramento, se o plano de manejo do uso da terra está alcançando seus objetivos pré-estabelecidos. Estudos em microbacias possibilitam o estabelecimento das relações de causa e efeito entre as atividades de manejo e a degradação ambiental, considerando o fato que, muitas vezes, a mesma ação quando implementada em vários pontos da microbacia pode resultar em impactos diferentes.

Monitorar os impactos da agricultura no meio ambiente é muito mais difícil que monitorar outros setores da sociedade, pois, são muitos os proprietários rurais (pequenos e grandes) que usam os recursos da terra, e monitorar os impactos de suas decisões é um grande empreendimento. Embora, individualmente, os danos possam parecer reduzidos, vistos em escala regional e até global, os impactos ambientais advindos do manejo agrícola podem ter sérias conseqüências (Dummanski & Pieri, 2000, citado por ATTANASIO, 2004).

Lima & Zakia (1997), citado por LEONARDO (2003), explicaram o porquê do monitoramento, citando quatro aspectos:

Primeiro, na atualidade é essencial saber se as condições do meio vão permanecer adequadas para suprir as necessidades humanas no futuro e por quanto tempo. Isso demonstra a importância de avaliar, pelo monitoramento, tanto as condições atuais, quanto às tendências desta capacidade natural de suporte do meio ao longo do tempo.

Segundo, o monitoramento é viável economicamente, uma vez que, permite orientar investimentos com vistas à melhoria da produtividade e a fim de evitar a degradação do solo e da água.

Terceiro, o monitoramento deve ter sempre como meta a melhoria contínua das práticas de manejo, visando o desenvolvimento sustentável.

E por fim, considerando-se a sustentabilidade, o monitoramento deve estar voltado para a identificação e o teste de indicadores ambientais que possam sinalizar de forma rápida e competitiva, as condições e as tendências do ambiente causada pelas atividades de manejo.

ARZUA (2004), discutindo sobre o monitoramento como instrumento da gestão ambiental, afirmou que o conhecimento da distribuição da água na natureza e em certo aspecto geográfico, já é em si uma razão suficiente para se efetuar o monitoramento, pois o conhecimento da distribuição espaço-temporal em seus aspectos quantitativos e qualitativos é fundamental ao desenvolvimento econômico e social de uma determinada região ou país.

Lima & Zakia (1997), citados por ATTANASIO (2004), fizeram a seguinte afirmação a respeito do monitoramento como instrumento de avaliação de saúde de uma microbacia hidrográfica:

É consensual a possibilidade de se avaliar o uso, ou mau uso, da terra pelo monitoramento de algumas propriedades da água superficial ou subsuperficial de uma microbacia. Os resultados de pesquisas de monitoramento ambiental de microbacias hidrográficas experimentais comprovam a eficiência do monitoramento de indicadores hidrológicos para se avaliar a saúde da microbacia, o que deixa claro a relação causa e efeito entre atributos (químicos, físicos e biológicos) e os impactos sobre a qualidade e quantidade de água e o regime de vazão, sendo estes, importantes indicadores para a análise da eficácia do manejo ambiental adotado na escala da microbacia (mesoescala de sustentabilidade). Para o planejamento de um programa de monitoramento é fundamental a identificação dos impactos sobre a qualidade da água decorrentes das atividades executadas na microbacia, o que permitirá uma correta seleção dos indicadores a serem monitorados e sua periodicidade.

Para Montgomery et al. (1995), citados por ATTANASIO (2004), um plano de monitoramento de microbacias deve ter objetivos claros, ser fundamentado nas relações entre mudanças observadas e os impactos esperados, ter um plano de amostragem apropriado para detectar as mudanças, ter ferramentas para organizar, analisar, armazenar e restaurar dados do monitoramento, apresentar procedimentos para incorporação dos resultados em futuras tomadas de decisões e ser baseado em indicadores sensíveis a mudanças.

2.3 Hidrossedimentologia

Carvalho (1994) definiu sedimento como sendo a partícula derivada da rocha ou de materiais biológicos, que podem ser transportados por fluido. O autor salienta que é a partícula derivada da fragmentação das rochas, por processo físico ou químico e que é transportada pela água ou pelo vento, do lugar de origem aos rios e aos locais de deposição, podendo ser considerada, também, o material sólido em suspensão na água ou depositado no leito.

Para definição de sedimentologia, o mesmo autor explicou que é a disciplina que estuda os sedimentos, levando em conta os processos hidroclimatológicos, enfatizando a relação água-sedimento. Já o termo hidrossedimentologia refere-se ao estudo da sedimentologia com o envolvimento restrito aos cursos d'água e lagos.

De acordo com LIMA, SILVA & PRUSKI (2002), o estudo hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica, além de ser importante ferramenta de apoio para estudos ambientais, é fundamental para a análise de viabilidade de diversas atividades econômicas. Conforme descrito por Paiva et al (2001), citados por BELLINASSO & PAIVA (2002), o conhecimento do aporte de sedimentos em bacia hidrográficas é extremamente importante no planejamento e gestão dos recursos hídricos. Essas informações são essenciais no dimensionamento e operações de obras hidráulicas, interferindo decisivamente nos custos de implantação e manutenção de tais sistemas.

Os dados e informações, gerados de estudos hidrossedimentológicos, confrontados com mapas geológicos de uso e ocupação do solo, mapas topográficos e outras informações pertinentes à bacia permitem a obtenção de informações que podem ser utilizadas como subsídio para a correção de problemas existentes e o estabelecimento de ações para o desenvolvimento com base na racionalização e na otimização do uso dos recursos naturais da bacia (LIMA, SILVA & PRUSKI, 2002).

2.3.1 Monitoramento hidrossedimentométrico

COIADO, PAIVA & SIMÕES (2003) citaram que o monitoramento da quantidade de sedimentos transportada em um rio é feito na rede de postos sedimentométricos, dimensionada de acordo com a necessidade do estudo ou projeto da obra que se deseja implantar na bacia. Para a escolha de um local adequado para a instalação de um posto sedimentométrico, deverão ser observadas as mesmas condições de um posto fluviométrico, ou seja:

- A localização deve ser em um trecho mais ou menos retilíneo do rio, de preferência no terço da jusante, com margens bem definidas e livres de postos singulares que possam perturbar sensivelmente o escoamento. Deve estar pelo menos 3 ou 4 Km a jusante do desemboque de um afluente, por exemplo: seção de velocidades regularmente distribuídas, velocidade média no trecho superior a $0,3 \text{ m s}^{-1}$, seção transversal, tanto quanto possível, simétrica e com taludes acentuados.

Nestes postos, além das medidas sedimentométricas, também se realizam medidas de hidrometria, que correspondem às leituras das alturas d'água no rio, por meio de réguas verticais graduadas. Marcando-se a leitura diária da régua, em uma tabela ou gráfico, tem-se o fluviograma do rio. Conhecida a seção transversal e a declividade, as leituras de nível são relacionadas com as descargas por meio da curva-chave ou curva de descarga (COIADO, PAIVA & SIMÕES, 2003). De acordo com PORTO, SILVA & ZAHED (2003), "alterações na geometria da seção ou na declividade do rio geradas por erosões ou assoreamento ao longo do tempo causam mudanças na velocidade do escoamento e nas relações entre área, raio hidráulico e profundidade, afetando a relação cota-descarga".

As medidas sedimentométricas visam à determinação da descarga sólida total transportada pelo curso d'água, definida como a soma da descarga sólida transportada por arrasto de fundo com a descarga sólida em suspensão.

De acordo com CARVALHO (2002), um fator importante na avaliação temporal da produção de sedimentos nos cursos d'água é a escolha de uma bacia que tenha dados hidrológicos representativos, de boa qualidade e com longos períodos de observações no que diz respeito à precipitação, vazão e fluxo de sedimentos. CARVALHO (1994) salientou que quanto maior o número de pontos medidos e a variação entre os valores alcançados entre mínimos e máximos mais a curva-chave de sedimento será representativa.

2.3.2 Produção de sedimentos

Conforme CARVALHO (1994), “erosão é o fenômeno do desgaste das rochas e solos, com desagregação, deslocamento ou arrastamento das partículas por ação da água ou outros agentes”. Já SIMÕES & COIADO (2003) defiram erosão como um conjunto de processos, segundo os quais o material terroso ou rochoso é desgastado, desagregado e removido de algum lugar da superfície da terra, conseqüentemente, alterando-a localmente com diferentes taxas de mudanças. Em nível global e considerando-se grandes períodos de tempo geológico, pode-se dizer que essas mudanças se operam lenta e continuamente. Neste sentido, RIDENTE (2002) complementou dizendo que os impactos ambientais causados pela erosão são diversos, por tratar-se de processos lentos e contínuos e os danos da erosão ocorrem, geralmente, de médio a longo prazo, podendo, em alguns casos, serem imediatos.

De acordo com LIMA, SILVA & PRUSKI (2002), os termos erosão e sedimentação englobam os processos de desagregação, transporte e deposição de partículas sólidas, também chamadas de sedimentos. E esses processos têm estado ativos ao longo do tempo, sendo responsáveis pela modelagem do relevo, formação dos solos e desenho das redes de drenagem da paisagem natural atual.

O fenômeno de erosão pode variar em conformidade os agentes causadores dos processos erosivos. CARVALHO (1994) disse que as rochas e os minerais formados sofrem a ação da água, ar, calor solar, seres vivos e do calor ainda existente no interior da terra e, lentamente, vão se modificando e se transformando em corpos totalmente diferentes. Esses agentes modificam cor, brilho, composição química, tenacidade e outras características, agindo mecânica e quimicamente. Carregados pelas águas ou pelos ventos, os sedimentos erodidos depositam-se nas depressões, nas planícies, nos rios, nos mares e nos lagos, dando origem às rochas sedimentares.

SIMÕES & COIADO (2003) descreveram que a erosão inclui o intemperismo, o transporte e a deposição dos sedimentos, podendo ser classificada em erosão natural, que é provocada pela natureza e não se têm intenções de controlá-la e erosão acelerada, que é provocada por ações

antrópicas, sendo que nesta as taxas de sedimentos excedem os valores admissíveis, para determinado ambiente.

As atividades humanas introduzem profunda influência no ciclo natural da erosão e da sedimentação de uma região. As taxas de erosão e de sedimentação podem ser ampliadas inúmeras vezes, devido à ação antrópica, em relação às condições naturais, seja por alteração do meio para práticas agrícolas, para extrativismo mineral ou vegetal ou para obras de engenharia (LIMA, SILVA & PRUSKI, 2002).

Devido ao ciclo hidrológico, as precipitações irão formar um deflúvio (escoamento) superficial que irá carrear sedimentos e poluentes para a rede de drenagem. Segundo MOTA (1995), a concentração de impurezas, que escoará até os corpos receptores, irá depender de vários fatores, como os usos do solo na área; fatores hidrológicos, como a duração, quantidade e frequência das chuvas; tipos de atividades desenvolvidas, como a presença de construções, desmatamentos, movimentos de terra etc.; tipo de pavimentação ou cobertura; vegetação existente; estrutura e composição do solo. O autor afirmou, ainda, que a qualidade da água de drenagem depende do período em que a mesma ocorre, sendo maior o teor de impurezas no início do escoamento. LIMA, SILVA & PRUSKI (2002) ressaltaram que o setor agrícola é um dos grandes responsáveis pela modificação do meio ambiente natural, pois a atividade agrícola, quando introduzida sem a utilização de práticas conservacionistas adequadas, pode gerar aumento considerável de perda de solo na área onde foi implantada.

De acordo com MOREIRA, RIGUETO & MEDEIROS (2004), a erosão da camada superficial do solo, rica em nutrientes, deixa exposta a camada inferior que em geral apresenta solo menos estruturado e com pouca matéria orgânica. A ocorrência sucessiva dos processos erosivos resulta em solos inapropriados para a agricultura.

Marques (1949) citado por LIMA, SILVA & PRUSKI (2002), já enfatizava problemas decorrentes da erosão no Brasil. O autor disse que o País perdia, anualmente, apenas por erosão laminar, cerca de 500 milhões de toneladas de terras agrícolas, o que corresponde ao desgaste uniforme de uma camada de solo de 15 cm de espessura, numa superfície de aproximadamente 280.000 hectares.

No que diz respeito ao estado do Paraná, a erosão hídrica do solo constitui um dos principais problemas relativos aos recursos naturais. Apesar dos esforços realizados para controlá-la, ainda alcança proporções alarmantes. Informações oriundas de pesquisas mostram que a perda de solo média anual em áreas agrícolas intensivamente mecanizadas no Paraná é de 15 a 20 t ha⁻¹ ano⁻¹ (PARANÁ, 1994). Cabe salientar que Kronen, citado por PARCHEN & BRAGAGNOLO (1991), avaliou que a taxa de erosão de 20 t ha⁻¹ ano⁻¹ em uma área agrícola representa prejuízo anual de aproximadamente 250 milhões de dólares em nutrientes.

Conforme CARVALHO et. al (2000), valores de produção de sedimento altos, acima de 175 t ano⁻¹ km⁻², são muito prejudiciais, podendo afetar reservatórios com depósitos indesejáveis, valores entre 70 e 175 t ano⁻¹ km⁻² é considerada produção moderada e a produção baixa de sedimento fica em torno de 35 t ano⁻¹ km⁻².

2.3.3 Transporte de sedimentos

Para CARVALHO (1994), o transporte de sedimentos se processa nos cursos d'água, sendo que a maior quantidade ocorre na época chuvosa. Ele ressaltou também, que foi verificado que 70% a 90% de todo o sedimento transportado pelos cursos d'água ocorrem no período de chuvas, principalmente, durante as fortes precipitações. Neste sentido, SIMÕES & COIADO (2003) complementam mencionando que “os sedimentos soltos existentes numa bacia hidrográfica, passíveis de serem transportados pelas enxurradas para dentro das calhas dos rios e reservatórios, originam-se dos diferentes processos erosivos”. Segundo Bloom (1970), citado por SIMÕES & COIADO (2003), os principais agentes de transporte dos detritos dos continentes para o mar são os rios; já os ventos, as geleiras, as ondas oceânicas e todos outros agentes de erosão realizam pequeno trabalho em comparação com os rios.

A modificação no uso e ocupação do solo também interfere na produção e transporte de sedimentos. SCHROEDER (1996) salientou que a perda da cobertura florestal aumenta a quantidade e a velocidade do escoamento

superficial, com o conseqüente aumento da capacidade de arraste e transporte de material. A desagregação de colóides pela ação das chuvas e a diminuição da aspereza da paisagem fazem com que a ação do escoamento superficial, nas encostas e nos leitos de curso de água, desequilibre os processos erosivos naturais das bacias hidrográficas.

Os sedimentos que chegam ao curso d'água têm diversas granulometria e sofrerão um processo de transporte variado, de acordo com as condições locais e do escoamento. As forças que atuarão sobre a partícula podem mantê-la em suspensão ou no fundo do rio, saltando do leito para o escoamento, deslizando ou rolando ao longo do leito. Essa condição é função do tamanho da partícula, do peso e forma; é também função da forma do escoamento, se laminar ou turbulento, da velocidade da correnteza, dos obstáculos no leito e de diversas outras funções que estão inter-relacionadas, como declividade do leito, forma do canal, temperatura da água e outras (CARVALHO, 1994).

Conforme CARVALHO (1994), o transporte de sedimento ocorre de diferentes formas:

Carga sólida de arrasto – As partículas rolam ou escorregam longitudinalmente no curso d'água, estando praticamente todo o tempo em contato com o leito;

Carga sólida saltitante – As partículas pulam ou saltitam ao longo do curso d'água com o efeito da correnteza ou devido a choques com outras partículas. O impulso inicial que arremessa a partícula na correnteza pode ser devido ao choque com outra, o rolamento de uma por cima da outra ou o fluxo de água sobre a superfície curva de uma partícula, criando uma pressão negativa;

Carga sólida em suspensão – As partículas são suportadas pelos componentes verticais da velocidade do fluxo turbulento, enquanto são transportadas pelos componentes horizontais dessas velocidades, sendo pequenas o suficiente para permanecerem em suspensão, subindo e descendo na corrente acima do leito.

2.3.4 Distribuição de sedimentos no curso d'água

A distribuição dos sedimentos deve ser considerada numa vertical, numa seção transversal, ao longo do curso d'água e em relação ao tempo. Quanto aos aspectos do movimento das partículas no leito, saltando ou em suspensão, é difícil uma separação. A natureza procura um equilíbrio próprio, considerando estável para o rio. Se existe mudança na quantidade de descarga sólida, o rio responde, reagindo, conforme as alterações. Se a carga sólida é grande, haverá uma tendência de depósitos, ocorrendo a “agradação” do leito do rio. Por outro lado, se a carga sólida é pequena, o rio responde com a “degradação” do leito (CARVALHO, 1994).

No que se refere à distribuição vertical de sedimentos, CARVALHO (1994) disse que a partícula em suspensão está sujeita a ação da velocidade da correnteza na direção horizontal e do seu peso. Então, a concentração do sedimento apresenta um mínimo na superfície e um máximo próximo do leito, para uma variada granulometria. As partículas mais grossas do sedimento em suspensão crescem da superfície para o leito, geralmente areia. Já as finas, como silte e argila, têm uma distribuição aproximadamente uniforme na vertical. O autor destacou que a concentração do sedimento em suspensão em um rio varia da superfície para o fundo e de um lado para o outro na seção transversal. Este comportamento pode ser observado na Figura 01.

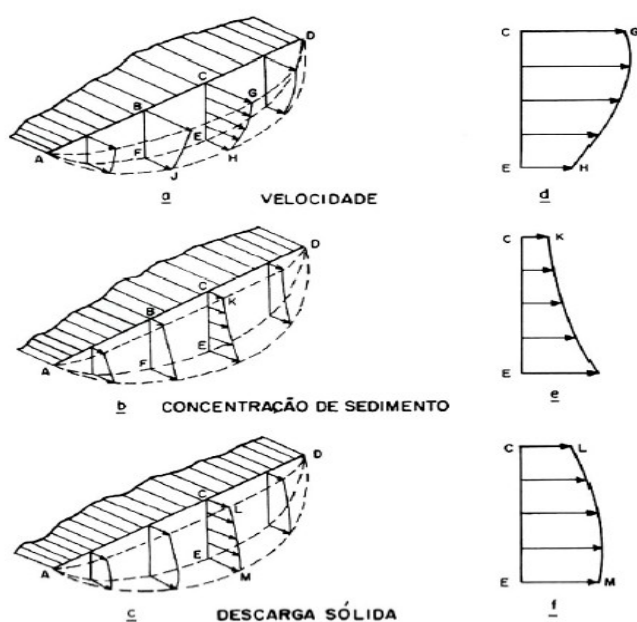


Figura 01 Diagrama da distribuição da velocidade, concentração de sedimentos e descarga sólida nos cursos d'água.

Fonte: Carvalho (1994).

Ainda CARVALHO (1994), referindo-se à distribuição de sedimentos na seção transversal, mencionou que é variável de um lado para o outro, varia em função da velocidade da correnteza, da disponibilidade de sedimentos e de sua granulometria. As concentrações são menores nas margens, porque as velocidades nestes locais também são menores. Como a velocidade aumenta em direção ao centro, a concentração vai aumentando também e, depois, diminuindo na direção da outra margem.

2.3.5 Estudos hidrossedimentométricos

CARVALHO (2003) estudou a bacia hidrográfica do arroio Alto da Colina II em Santa Maria – RS e entre seus objetivos estavam: avaliar a produção de sedimento a partir de medições de descarga líquidas e sólidas, encontrar uma relação entre a descarga de sedimentos em suspensão obtida com os amostradores ANA e AMS – 1 e a descarga líquida e descobrir uma relação entre a concentração de sedimentos em suspensão e a turbidez. Confeccionaram-se três curvas - chave para vazão, devido à necessidade de um bom ajuste das curvas, para a utilização em cotas baixas, altas e também, para as cotas de transbordamento; a equação da curva - chave 1 foi ajustada para cotas inferiores a 68 cm, sendo este ajuste potencial com coeficiente de determinação igual a $R^2 = 0,996$. Obteve-se, também, uma boa relação entre os dados de turbidez e de concentração de sedimento em suspensão ($R^2 = 0,896$), no entanto o amostrado utilizado foi o de Nível Ascendente da ANA. Os resultados obtidos para relação entre a vazão e a descarga sólida em suspensão também foram satisfatórios com R^2 igual a 0,93 e 0,90 na descida e subida de onda, respectivamente, com uso do amostrador MAS-1.

Outro estudo foi o de BRANCO (1998) que teve por objetivo avaliar a partir de medições de descarga sólida, a produção de sedimentos na bacia hidrográfica do arroio Vacacaí -Mirim em Santa Maria – RS (18 Km²) em eventos chuvosos. Para isso, foram avaliados 9 eventos, medidos no período de 06 de agosto de 1996 a 20 de junho de 1997 e elaborou-se a curva-chave de sedimentos. Quando o autor relacionou a vazão à concentração de

sedimento em suspensão, a curva melhor se ajustou à função potencial, obtendo coeficiente de determinação igual 0,7.

JANSSON (1996), em seu trabalho em busca de uma nova técnica para curva-chave de sedimento no rio Reventazón na Costa Rica, considerou não ser fácil estabelecer uma boa relação entre vazão e a concentração de sedimento. O autor ressalta que é necessário realizar amostragens em diversos momentos de cheia e por um longo período de tempo. Por outro lado, ele afirma que medidas de turbidez vêm sendo amplamente utilizadas como acompanhamento de estudos de sedimento em suspensão em corpos d'água. Estudos semelhantes, que relacionam a concentração de sedimentos e a turbidez, também são bastante difundidos por pesquisadores como SUN, CORNISH & DANIELL (2001), PICOUET, HINGRAY & OLIVRY (2001) e PARANHOS & PAIVA (2005).

Já BICALHO (2006) realizou o levantamento sedimentométrico em vários rios a montante e a jusante do reservatório do Descoberto-DF, com o objetivo de buscar um melhor conhecimento sobre o transporte de sedimento. A curva chave de descarga sólida em suspensão no córrego Chapadinha, para vazões que variaram entre 0,08 e 0,43 m³ s⁻¹, apresentou relação de R²= 0,99, sendo que os valores de descarga sólida em suspensão variaram entre 0,009 e 0,46 t dia⁻¹ e a descarga de sedimento em suspensão específica calculada para esta bacia foi igual a 13,77 t km⁻² ano⁻¹.

Neste sentido, também SUN, CORNISH & DANIELL (2001) afirmaram que as maiores vazões são as que carregam a maior parte de sedimento nos corpos d'água. Os autores procuraram estimar a erosão em uma pequena bacia hidrográfica no sul da Austrália, pela relação entre a turbidez e a concentração de sedimento em suspensão, concluindo que a função polinomial foi a que melhor se ajustou a esta relação. PICOUET, HINGRAY & OLIVRY (2001) e CARVALHO (1994) apresentaram opiniões distintas, afirmando que a relação mais comum para curva chave de sedimento é em forma de potência.

2.4 Qualidade da água

De acordo com SETTI (2001), durante o ciclo hidrológico, a água sofre mudanças em sua qualidade, sendo que elas ocorrem nas condições naturais, em razão das inter-relações dos componentes do sistema de meio ambiente e quando os recursos hídricos são influenciados devido ao uso para suprimento das demandas dos núcleos urbanos, das indústrias, da agricultura e das alterações do solo urbano e rural. PELCZAR (1996) confirmou essa questão, quando cita que “embora uma gota de água possa parecer simples, ela é realmente muito complexa, pois muitas vezes contém compostos químicos e microrganismos de muitas espécies”.

SETTI (2001) afirmou ainda, que se realizássemos uma análise completa de uma água natural, o resultado indicaria a presença de mais de cinquenta constituintes nela dissolvidos ou em suspensão; em geral sólidos dissolvidos ionizados, gases, compostos orgânicos, matéria em suspensão incluindo microrganismos e matéria coloidal. A quantidade e a natureza dos constituintes da água variam, principalmente, conforme a natureza dos solos de onde são originárias, das condições climáticas e do grau de poluição que lhes é conferido.

No Brasil, a Agência Nacional de Águas - ANA, apresentou no relatório de 2002, que a poluição está “fora de controle” nos rios de oito estados, do Rio Grande do Sul a Bahia, onde 70% dos rios avaliados apresentam alto índice de contaminação. Outro dado interessante é dos registros do Sistema Único de Saúde (SUS), que indicam que 80% das internações hospitalares do país são devidas a doenças de veiculação hídrica, ou seja, doenças que ocorrem devido à qualidade imprópria da água para consumo humano.

2.4.1 Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais e fontes de poluição agropastoris

A ocupação e o uso do solo pelas atividades agropecuárias alteram, evidentemente, os processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas naturais.

Os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais. MOTA (1995)

exemplificou dizendo que “no meio rural, as águas do escoamento podem carrear para os recursos hídricos: matéria orgânica (folhas, dejetos animais); sólidos inorgânicos; pesticidas; fertilizantes; microrganismos patogênicos”. A atividade agropecuária rege uma importante função na contaminação dos mananciais, sendo uma atividade com alto potencial degradador, cuja qualidade da água é um reflexo do uso e manejo do solo da bacia hidrográfica em questão.

A qualidade da água dos mananciais pode ser prejudicada devido ao deflúvio superficial agrícola, pois o aporte de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, provenientes da lavoura e da produção animal em regime confinado, causam um aumento da atividade primária das plantas e algas. O crescimento excessivo destas reduz a disponibilidade de oxigênio dissolvido nas águas, afetando o ecossistema aquático e podendo até causar a morte de peixes. Além disso, o excesso de nutrientes pode comprometer a utilização da água para o abastecimento humano (MERTEN & MINELLA, 2002).

A poluição agropastoril pode ocorrer de forma pontual ou difusa, sendo a primeira, por exemplo, à contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, onde grandes quantidades de dejetos são produzidas e lançadas diretamente no ambiente ou aplicados na lavoura. Quanto à poluição difusa, é causada, principalmente, pelo deflúvio superficial, a lixiviação e o fluxo de macroporos que, por sua vez, estão relacionados com as propriedades do solo como a infiltração e a porosidade (MERTEN & MINELLA, 2002).

De acordo com MERTEN & MINELLA (2002), áreas declivosas, nascentes e margens de rios, áreas de recarga dos aquíferos são consideradas áreas ecologicamente frágeis. Devendo, então, serem preservadas ou exploradas por sistemas agroflorestais com baixo impacto ambiental que zelem a matéria orgânica do solo e a manutenção da água do ecossistema pela infiltração da chuva. Mas não é isso que ocorre geralmente, os agricultores acabam explorando intensivamente estas áreas, causando um aumento significativo na poluição dos corpos d'água. Um exemplo disso é a utilização de áreas com alta declividade de forma insustentável, aumentando a erosão hídrica e contaminando os recursos hídricos devido a grande quantidade de sedimentos que chegam até os corpos d'água.

O sistema de agricultura também influencia na qualidade da água de uma bacia hidrográfica, ou seja, a forma como se trata o solo no momento do plantio pode resultar em problemas para os recursos hídricos. O manejo de solos inadequado, por exemplo, o preparo excessivo do solo e à reposição insuficiente de carbono orgânico, favorece a degradação física do solo que tem como consequência o aumento do deflúvio e, conseqüentemente, a contaminação das águas superficiais devido aos sedimentos, nutrientes solúveis e particulados e dos agroquímicos que se encontram adsorvidos aos sedimentos (MERTEN & MINELLA, 2002).

Uma questão bastante relevante, referente à poluição agropastoril, é a poluição pecuária. Esta se refere aos sistemas de confinamento que se submete os plantéis de suínos, bois de corte, pecuária leiteira e a avicultura. A falta de tratamento adequado à grande quantidade de dejetos produzidos é justamente um dos graves problemas que a intensificação da produção trouxe para o meio ambiente e à própria sociedade (MERTEN & MINELLA, 2002).

A atividade de pecuária que mais representa risco à contaminação das águas é a suinocultura. Até a década de 70, os dejetos dos suínos não representavam problema, uma vez que a agricultura intensiva era incipiente. Porém, o desenvolvimento da suinocultura industrial trouxe consigo a produção de grandes quantidades de dejetos que, pela falta de tratamento adequado, vêm se transformando em uma das maiores fontes poluidoras dos mananciais hídricos das regiões de intensa produção. Para MERTEN & MINELLA (2002), o material produzido por sistemas de criação de suínos é rico em nitrogênio, fósforo e potássio, apresentando também alta DBO₅. O fósforo é responsável pelo processo de eutrofização das águas e a DBO₅ mede indiretamente a quantidade de matéria orgânica corpo d'água.

Outro presente fator que acaba por poluir os recursos hídricos no meio rural é a utilização de agroquímicos. Os pesticidas, por exemplo, podem alcançar as águas de várias maneiras: conduzidos pelo ar, quando aplicados por equipamentos aéreos; carregados pelas águas de chuva, após aplicações na agricultura; como resultado da lavagem de equipamentos de pulverização; através de águas de infiltração originárias de áreas onde os mesmos foram aplicados; quando colocados diretamente em coleções hídricas para combate a larvas de insetos transmissores de doenças (MOTA, 1995).

2.4.2. Características físico-químicas dos corpos d'água

Oxigênio dissolvido (OD)

De todos os gases dissolvidos na água, o oxigênio, é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. A atmosfera e a fotossíntese são as principais fontes de oxigênio para a água, por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição de matéria orgânica, perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos (ESTEVES, 1998).

SPERLING (1996) afirmou que as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio, quando comparadas ao ar atmosférico. Enquanto no ar sua concentração é da ordem de 270 mg L^{-1} , na água, nas condições normais de temperatura e pressão, a sua concentração se reduz para aproximadamente 9 mg L^{-1} . Dessa forma, qualquer consumo em maior quantidade traz sensíveis repercussões quanto ao teor de oxigênio dissolvido na massa líquida.

Segundo MACÊDO (2000), o oxigênio dissolvido indica o grau de arejamento da água e sua presença é de vital importância para os seres aquáticos aeróbios, variando, principalmente, com a temperatura e com a altitude e, quanto maior for sua concentração, melhor será a qualidade da água.

O oxigênio dissolvido tem sido usado, tradicionalmente, para a determinação do grau de poluição e de autodepuração em cursos d' água. A sua medição é simples e o seu teor pode ser expresso em concentrações, quantificáveis e passíveis de modelagem matemática (SPERLING, 1996).

MOTA (1995) explicou que o teor de oxigênio dissolvido é um indicador de condições de poluição por matéria orgânica. Assim, uma água não poluída (por matéria orgânica) deve estar saturada de oxigênio. O autor afirma ainda, que baixos teores podem indicar que ocorreu uma intensa atividade bacteriana decompondo matéria orgânica lançada na água.

O oxigênio dissolvido encontra-se entre os parâmetros limnológicos que apresentam maiores variações diárias. Isso ocorre porque este gás está diretamente envolvido com o processo de fotossíntese e respiração e/ou

decomposição que, por sua vez, estão inteiramente relacionados com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura (ESTEVEZ, 1998).

Turbidez

MACÊDO (2002) definiu turbidez como sendo “a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão, que provocam a sua difusão e absorção”. O autor esclarece que essas partículas são constituídas por plâncton, bactérias, argilas, silte em suspensão, fontes de poluição que lançam material fino e outros.

Para SPERLING (1996), a turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. Os sólidos suspensos são as formas do constituinte responsável, podendo esses ter origem natural (algas, partículas de rochas, argila e silte) ou origem antropogênica (despejos domésticos, industriais, microrganismos e erosão).

Na natureza, a água tende a dissolver substâncias ou pode apresentar matérias que se mantêm em suspensão. O aparecimento de cor é causado pelos materiais dissolvidos e a parte suspensa fará com que a água se apresente turva (perturbam a sua transparência). Dessa forma, uma água colorida pode ser translúcida e uma água turva pode não ter cor. Além de materiais suspensos, bolhas de ar também podem causar turbidez. Fatores como granulometria e concentração de partículas também influem na variação deste parâmetro (RODRIGUES, 2004).

Deve-se distinguir entre a matéria suspensa ou sedimento, que precipita rapidamente, daquela que precipita vagorosamente e que provoca a turbidez. A turbidez é encontrada em quase todas as águas de superfície, em valores elevados (até 2.000 mg L⁻¹ de SiO₂), mas está normalmente ausente nas águas subterrâneas. As águas de lagos, lagoas, açudes e represas apresentam, em geral, baixa turbidez, porém variam em função dos ventos e das ondas que, nas rasas, podem revolver os sedimentos do fundo. Via de regra, após uma chuva forte, as águas dos mananciais de superfície ficam turvas, graças ao carreamento dos sedimentos das margens pela enxurrada. Assim, os solos argilosos e as águas em movimentação ocasionam turbidez. Como

conseqüência da turbidez, temos a redução da penetração da luz na coluna d'água, prejudicando a fotossíntese. Se for grande, pode causar danos à respiração dos peixes. (BRANCO, 1977).

DERÍSIO (2000) analisando a turbidez sob o ponto de vista sanitário, afirmou que essa pode afetar esteticamente os corpos receptores ou encarecer os processos de tratamento para fins de abastecimento. O autor ressalta que a fauna e a flora também podem sofrer distúrbios em virtude da redução em termos de penetração de luz na água.

Potencial hidrogeniônico (pH)

Conforme SPERLING (1996), a denominação pH, refere-se ao potencial hidrogeniônico, que representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , que fornece uma indicação de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH varia de 0 a 14.

Para MACÊDO (2001):

O conhecimento do potencial hidrogênio iônico de uma água permite o monitoramento do poder de corrosão, da quantidade de reagentes necessário à coagulação, do crescimento de microrganismos, do processo de desinfecção, que tem a finalidade de reduzir o nível dos microrganismos e se a água em relação ao pH se enquadra dentro das legislações pertinentes.

Pode-se considerar o pH como uma das mais importantes variáveis ambientais e, também como uma das mais difíceis de interpretar. Essa difícil interpretação se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo.

Já no início do século, Thienemann (1918) citado por ESTEVES (1998) reconheceu a importância do pH como fator limitante à colonização dos ecossistemas aquáticos para diferentes organismos e, a partir daí, formulou um princípio básico em ecologia:

Quanto mais as condições de vida de um biótipo se afastar das condições ótimas para a maioria dos organismos, tanto mais pobres em espécies serão as comunidades, tanto mais uniformes e mais típicas serão

estas, e tanto maior será o número de organismos de cada espécie.

A variação do pH da maioria dos corpos d'água continentais está entre 6 e 8, contudo, podem-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. As comunidades animais e vegetais são características em ambos os casos. Quando um ecossistema aquático apresentar valores de pH baixo, tem altas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos e origem alóctone e autóctone, ao passo que, ecossistemas aquáticos com elevados valores de pH são encontrados, geralmente, em regiões com balanço hídrico negativo, ou seja, onde a precipitação é menor que a evaporação (ESTEVES, 1998).

Valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática e valores elevados de pH em corpos d'água podem estar associados à proliferação de algas (SPERLING, 1996).

Pode-se observar estreita interdependência entre as comunidades vegetais, animais e o meio aquático, quando se relacionam ao pH. Tanto as comunidades aquáticas podem interferir no pH, quanto o pH pode interferir de diversas formas no metabolismo das comunidades. ESTEVES (1998) afirmou que quanto maior for a biomassa vegetal em relação à massa d'água, maiores serão e em menor período de tempo acontecerão as alterações de pH do meio. O autor acrescentou que o pH pode variar durante um período de 24 horas no mesmo ecossistema aquático continental, que os organismos heterotróficos abaixam o pH, que os processos de oxidação biológica, de troca iônica, de hidrólise de cátions e ainda a incidência de chuva interferem no valor do pH (ESTEVES, 1998).

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água é determinada por Americam (1995), citado por MACÊDO (2000), como a “presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions”. O autor complementou afirmando, que a condutividade pode também ser definida como a capacidade da água transmitir a corrente elétrica. A unidade de medida utilizada é o micromhos cm^{-1} que corresponde ao microsiemens cm^{-1} (SI) a uma determinada temperatura em

graus Celsius.

ESTEVEES (1998) definiu a condutividade elétrica de uma solução como sendo a capacidade desta conduzir a corrente elétrica e, que é função da concentração dos íons presentes. O autor afirmou que a composição iônica dos corpos d'água pode variar devido a diversos fatores, como: a geologia da área de drenagem dos efluentes, geologia da bacia de acumulação do lago, regime de chuvas e a influência antrópica à qual estes são submetidos.

RODRIGUES (2004) citou que “a água em si é um condutor muito fraco” e que a condutância específica teórica da água é devido à sua dissociação em íons H^+ e OH^- , sendo aproximadamente $5 \times 10^{-8} \text{ mho cm}^{-1}$ (25°C).

A atividade iônica de uma solução é dependente de sua temperatura e o pH também pode exercer influência sobre os valores de condutividade. Na prática, um corpo d'água rico em compostos húmicos e com pH baixo (cerca de 4) pode apresentar elevados valores de condutividade da água (ESTEVEES, 1998).

Pode-se considerar a condutividade elétrica uma das variáveis limnológica mais importante, pois pode oferecer importantes informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático e a respeito de fenômenos que ocorram na sua bacia de drenagem.

Os valores de condutividade fornecem as seguintes informações segundo ESTEVEES (1998):

1°) informações sobre a magnitude da concentração iônica. Os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade elétrica em água de interiores são os chamados macronutrientes (cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, sulfato, cloreto, etc.), enquanto que nitrato, nitrito e especialmente ortofosfato, têm pouca influência. O íon amônio pode ter influência somente em altas concentrações; 2°) a variação diária da condutividade elétrica da água fornece informações a respeito de processos importantes nos ecossistemas aquáticos, como produção primária (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores); 3°) a condutividade elétrica pode ajudar a detectar fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos; 4°) as diferenças

geoquímicas nos afluentes do rio principal ou de um lago podem ser facilmente avaliadas com auxílio de medidas da condutividade elétrica.

TUNDISI et. al (1988) ressaltaram que valores reduzidos de condutividade podem ser atribuídos a sistemas pouco perturbados pelo homem. Destacaram também, que outro fator chave a ser considerado é a presença de vegetação ciliar ao longo do curso d' água, que possui um poderoso efeito à absorção de íons dissolvidos.

Condutividades elevadas podem ser atribuídas ao aumento de eletrólitos na água, que podem ter origem nos resíduos provenientes da criação de bovinos, à maior turbulência na água e ao poder de erosão e dissolução das rochas (TUNDISI, 1988).

A condutividade oscila, conforme ocorram alterações nas concentrações iônicas decorrentes da entrada de fertilizantes e defensivos agrícolas no corpo d'água. À medida que mais sólidos dissolvidos são associados, a condutividade específica da água aumenta. Concentrações elevadas indicam características corrosivas da água e grau de decomposição elevado e valores reduzidos, uma acentuada produção primária (MOSCA, 2003). CARVALHO et. al (2000) salientaram que a presença de sedimentos em suspensão pode favorecer a condutividade elétrica no ambiente, devido a liberação de ânions e cátions liberados em processos biológicos e ecológicos da fauna aquática.

Nitrogênio

ESTEVES (1998) considerou o nitrogênio um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Isso se deve, principalmente, à sua participação na formação de proteínas (um dos componentes básicos da biomassa), quando em baixa concentração atua como fator limitante na produção primária.

Ele encontra -se em ambientes aquáticos em várias formas, como: nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, óxido nitroso, nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico particulado e outros. KLEEREKOPER (1944) afirmou que a maior parte do nitrogênio na água acha-se na forma elementar (N_2), entretanto não apresenta interesse do ponto de

vista limnológico, pois se trata de um elemento inerte, não diretamente aproveitado pelos organismos aquáticos. As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular (ESTEVES, 1998). As fontes antropogênicas são apresentadas por Sperling (1996) como: “despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes”.

MACÊDO (2000) disse que águas com predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal caracterizam poluição por descarga de esgoto recente, ao passo que, os nitratos indicam poluição remota. Sendo assim, pela determinação da forma predominante de nitrogênio em um corpo d'água pode-se informar sobre o estágio de poluição do mesmo. A amônia, segundo KLEEREKOPER (1944), é o último produto da decomposição dos compostos orgânicos de nitrogênio, é muito bem solúvel em água e encontrada em quase todas as águas naturais.

O nitrito é encontrado em baixas concentrações, especialmente, em ambientes oxigenados e, quando em altas concentrações, é muito tóxico à maioria dos organismos aquáticos. KLEEREKOPER (1944) complementou, afirmando que em águas arejadas a presença de nitritos não é comum, mas sim, em águas poluídas, nas primeiras zonas de mineralização da matéria orgânica. Elevadas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas como, por exemplo: influência na dinâmica do oxigênio dissolvido do meio e na comunidade de peixes (ESTEVES, 1998).

O nitrogênio é, geralmente, utilizado no crescimento de algumas algas cianofíceas e bactérias, por meio do seu processo de fixação. Seu ciclo é resumido em: fixação do nitrogênio (conversão do nitrogênio atmosférico em amônia), nitrificação (processo onde se transforma amônia em nitrito e por fim em nitrato) e desnitrificação (transformação de nitrato em nitrogênio gasoso).

Fósforo

Este elemento tem grande importância nos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, como: armazenamento de energia e estruturação da membrana celular. O fósforo também pode ser considerado o maior limitante da produtividade das águas

continentais e o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 1998).

Segundo ESTEVES (1998), na limnologia o fósforo reflete diferentes formas presentes em águas naturais (forma iônica ou complexa), como fosfatos. Estes, atualmente, são classificados como fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total dissolvido e fosfato total.

Os fosfatos presentes em ecossistemas aquáticos continentais têm origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as naturais, SPERLING (1996) indicou a dissolução de compostos do solo e a decomposição da matéria orgânica; como fontes artificiais, o autor exemplifica os despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. Conforme DANIEL et. al, (1994) terras com prática do plantio direto a quantidade de sedimentos transportados pelo escoamento superficial é tão pequena que pouquíssimo fósforo dissolvido é reabsorvido por sólidos suspensos, além do que de acordo com Goedert et. al. (1986), citado por AVILA (2005) solos argilosos apresentam alta retenção de fosfato aplicado.

Nesse sentido, KLEEREKOPER (1944) ressaltou que em águas não poluídas, o fósforo se encontra em quantidades particularmente pequenas. O autor acrescenta que as águas que margeiam terras de cultura costumam ser ricas em fosfato. No entanto, segundo DANIEL et. al. (1994), a perda de fósforo no escoamento superficial depende da taxa, da formulação, do método de aplicação, além da severidade do evento que gera o escoamento e da cobertura vegetal do solo.

O fosfato é formado, principalmente, por fosfato orgânico dissolvido, este é absorvido pelos organismos e incorporados à sua biomassa e, com a morte dos organismos, é rapidamente decomposto pelos microorganismos e reassimilado pela comunidade fitoplanctônica. Esta circulação do fosfato, sem a participação do sedimento é chamada de “curto-circuito”. Outra parte do fosfato, após a decomposição dos detritos, deposita-se no sedimento, permanecendo ali retida ou liberada para a coluna d’água dependendo das condições físico-químicas do meio. Essa parte do fosfato fica retida devido à presença no meio de íons ferro, alumínio, sulfeto, composto orgânico e carbonatos, pH e condições de oxi-redução (ESTEVES, 1998).

O fósforo é o elemento essencial no desenvolvimento de algas e para o crescimento das bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Quando em excesso, pode levar a um processo de eutrofização do corpo d'água (MACÊDO, 2000). Em geral, o fósforo é o principal causador da eutrofização.

SPERLING (1996) mostrou que os seguintes valores de fósforo total podem ser usados como indicativos aproximados do estado de eutrofização de lagos:

$P < 0,01$ a $0,02 \text{ mg L}^{-1}$: não eutrófico;

P entre $0,01$ a $0,02 \text{ mg L}^{-1}$: estágio intermediário;

$P > 0,05 \text{ mg L}^{-1}$: eutrófico.

Temperatura da água

A temperatura pode ser definida como a medição da intensidade de calor. Sua origem natural é devido à transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo). É um parâmetro que pode ser utilizado para caracterização de corpos d'água e de águas residuárias brutas, sendo que em termos de corpos de água, a temperatura deve ser analisada em conjunto com outros parâmetros, tais como oxigênio dissolvido (SPERLING, 1996).

Segundo Branco (1991), citado por MACÊDO (2000), esse parâmetro tem influência nos processos biológicos, nas reações químicas e bioquímicas que ocorrem em um corpo d'água e em outros processos, como a solubilidade dos gases dissolvidos e sais minerais. O aumento da temperatura faz com que a solubilidade dos gases diminua e a dos sais minerais aumente, influenciando também no desenvolvimento microbiológico, pois cada microorganismo possui uma faixa ideal de temperatura.

Os efeitos maléficos à flora e a fauna aquática provocados pelo aumento da temperatura nos corpos d' água são indiretos, já que o aumento da temperatura implica na maior movimentação dos seres aquáticos, com conseqüente aumento no consumo de oxigênio dissolvido e na diminuição do poder de retenção do gás oxigênio através desse líquido (DERÍSIO, 2000). Segundo KLEEREKOPER (1944), a temperatura tem uma ação direta sobre a

distribuição, periodicidade e reprodução dos organismos, além de ser de suma importância para a produtividade biológica da água.

Ainda sobre a temperatura, MACÊDO (2000) afirmou que “o ecossistema aquático é adaptado apenas para pequenas variações de temperatura da água, porque, o alto calor específico da água ($1 \text{ Cal g}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}$, a $14,5^\circ\text{C}$) o transforma em excelente regulador térmico”.

Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte dos raios), devido à presença de *sólidos dissolvidos*, principalmente, material em estado coloidal orgânico e inorgânico.

Conforme já foi dito anteriormente, na natureza, a água tende a dissolver substâncias ou pode apresentar matérias que se mantêm em suspensão. O aparecimento de cor é causado pelos materiais dissolvidos e a parte suspensa fará com que a água se apresente turva (perturbam a sua transparência). Dessa forma, uma água colorida pode ser translúcida e uma água turva pode não ter cor. Além de materiais suspensos, bolhas de ar também podem causar turbidez. Fatores como granulometria e concentração de partículas também influem na variação deste parâmetro (RODRIGUES, 2004).

Exemplos de partículas que provocam cor nas águas são materiais em estado coloidal orgânico e inorgânico. Entre os orgânicos, temos os ácidos húmicos e fúlvicos (decorrentes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas), taninos, anilinas, lignina e celulose (decorrentes de efluentes industriais), esgoto sanitário, etc.

2.4.3. Estudos da qualidade da água

DONÁDIO, GALBIATTI & DE PAULA (2005) estudaram a qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico – SP, os usos correspondentes foram floresta natural e atividade agrícola, sendo comparados também quanto ao período chuvoso e seco. O

parâmetro pH não variou muito, apresentando valores entre 6 e 7, já a variável turbidez apresentou valores diferentes entre os usos do solo: as nascentes localizadas na área agrícola tiveram valores consideravelmente mais altos para turbidez.

PRIMAVESI et. al. (2002) também compararam a qualidade da água em diferentes usos do solo, e os resultados apontaram valores maiores para turbidez em microbacias hidrográficas agrícolas do que em áreas florestadas, evidenciando, assim, a função da mata ciliar na contenção de sólidos que poderiam vir a atingir os corpos d'águas com o deflúvio da bacia.

GONÇALVES et. al (2005) avaliaram a qualidade da água de uma microbacia hidrográfica com atividade produtora de fumo com intenso uso de agroquímicos e manejo convencional do solo em Agudo-RS. Eles encontraram valores de pH próximos a neutralidade, entre 6,2 e 7,7. As concentrações médias de nitrato para os oitos meses de coleta nos 4 pontos monitorados foram respectivamente 0,78, 0,79, 1,00 e 1,27 mg L⁻¹.

FRITZONS et. al (2003) verificaram as alterações na qualidade da água com a variação da vazão na bacia hidrográfica do Alto Capiviri em Curitiba, PR. Os autores concluíram que houve alteração na qualidade da água, principalmente com as variáveis pH, turbidez, alcalinidade, cor e matéria orgânica. Em se tratando do parâmetro pH, concluíram que os valores diminuíram conforme a vazão aumentou. Comportamento contrário observou-se para turbidez, os valores aumentaram com o aumento da vazão do rio, assim como para o parâmetro cor, pois de acordo com os autores é um resultado esperado uma vez que é natural que a cor, estando relacionada aos sedimentos, argilas e materiais orgânicos dissolvidos, se eleve com o aumento da vazão.

CREPALLI (2007) objetivou estabelecer a qualidade da água espaço-temporal em função da vazão, no rio Cascavel, PR. O pesquisador comparou os resultados obtidos na área urbana e na área rural que contempla a bacia. Tratando-se do ponto localizado na área rural, o parâmetro oxigênio dissolvido apresentou resultados variando entre 1,3 e 7,8 mg.L⁻¹, a condutividade elétrica manteve-se acima de 30 $\mu\text{s cm}^{-1}$ e a variável cor aumentou consideravelmente conforme o aumento da vazão.

MANSOR, FILHO & ROSTON (2006) avaliaram pelo uso de modelos estatísticos de regressão, as contribuições difusas, com origem rural das águas superficiais de uma sub-bacia hidrográfica do rio Jaguari, SP. Os pesquisadores utilizaram dados oficiais de concentração de nutrientes e vazão. Obtiveram para a variável nitrato valores que oscilam entre 0,008 e 0,539 mg L⁻¹ e as concentração de nitrogênio total mínima e máxima foram igual a 0,35 e 4,5 mg L⁻¹, respectivamente.

CAMPAGNARO & IOST (2005) estudaram a limnologia da microbacia hidrográfica do rio Lajeado Xaxim, localizada em Céu Azul – PR. As autoras avaliaram as variáveis físico-químicas da água durante o ano de 2004, baseando-se na variação sazonal dos parâmetros e os resultados foram comparados com o uso e ocupação do solo da microbacia. Puderam atestar a boa qualidade da água da microbacia, ao longo de todo o ano de 2004, pois os índices das variáveis estudadas mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama 347. A única exceção ocorreu em agosto, onde a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ultrapassou os 5 mg L⁻¹ recomendados. Os valores de oxigênio dissolvido oscilaram entre 6,2 e 9,5 mg L⁻¹, a média anual de pH foi de 7,67, evidenciando águas tendendo a neutralidade e os valores de condutividade se mantiveram entre 37,7 a 53,4 µS.cm.⁻¹

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A microbacia da sanga Mandarinina está inserida no Distrito Administrativo de Sede Alvorada, localizado no município de Cascavel (Figura 02), região Oeste do Paraná. A microbacia totaliza uma área de aproximadamente 751 ha, onde se encontram 12 propriedades rurais, as quais se destinam basicamente à produção agrícola, predominando o cultivo das culturas de milho e soja (Figura 03).

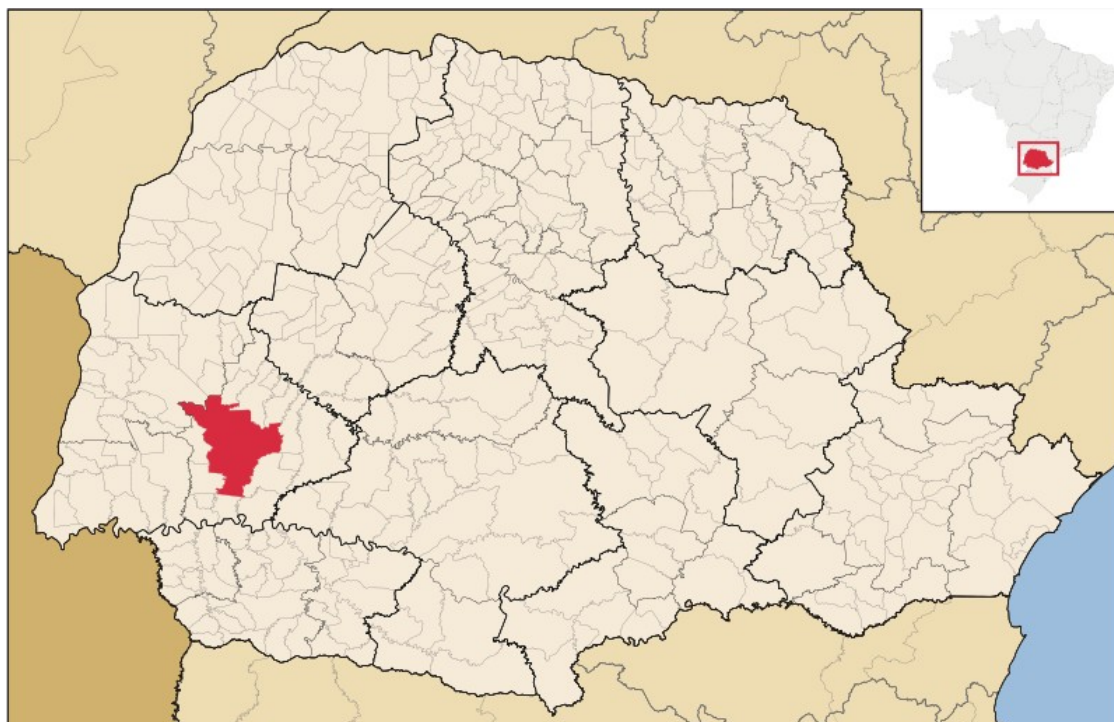


Figura 02 Localização do Município de Cascavel.

Fonte: Wikipédia (2007).

O clima da região é classificado, segundo Koeppen, como subtropical Cfa, subtropical mesotérmico superúmido com temperatura média anual em torno de 18 °C. A temperatura média em janeiro é de 28,6 °C e em julho a mínima média é de 11,2 °C, com ocorrências de geadas. O solo é classificado conforme a Embrapa (1999) como Latossolo Roxo Distrófico.

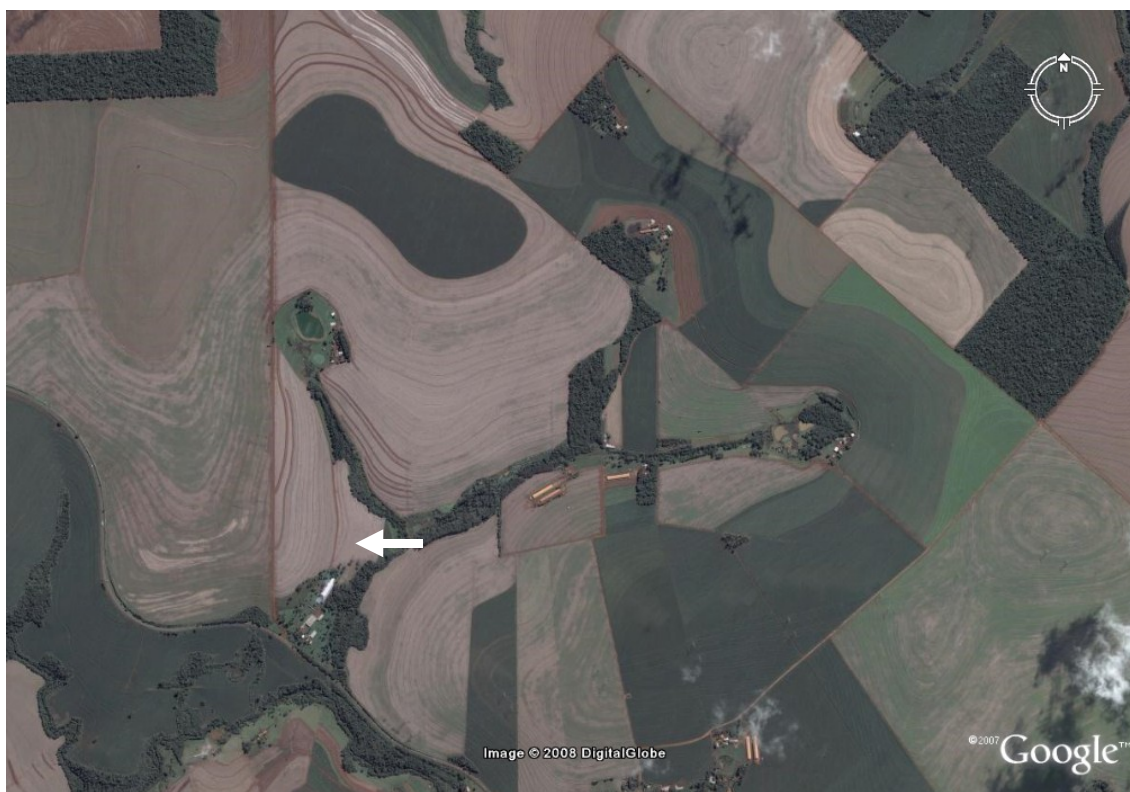


Figura 03 Imagem da microbacia da sanga Mandarin e local do monitoramento.

Fonte: Google Earth (2008).

A seção do rio definida para realização do monitoramento fica próxima à foz da microbacia, indicada na Figura 03, alguns metros a montante da BR 467, evitando, desta forma, influência da rodovia. A seção da sanga foi escolhida de acordo com as recomendações de CARVALHO (1994), sendo uma régua graduada em centímetros (linímetro) instalada no local.

O monitoramento realizou-se entre os meses de janeiro e agosto de 2007, distribuindo-se as coletas de acordo com o regime de chuva, disponibilidade de transporte e laboratório. Monitoraram-se os parâmetros de qualidade da água: oxigênio dissolvido, pH, turbidez, cor, temperatura, condutividade elétrica, nitrogênio total, nitrito, nitrato e fósforo total. A vazão, a concentração de sedimento em suspensão e o nível da água do rio também foram monitorados em cada campanha.

3.2 Obtenção da vazão e curva-chave

Para determinar a expressão da curva-chave (nível x vazão), foi medida a vazão do curso d'água e observada a altura do rio em 12 campanhas, alcançando momentos de cheia e estiagem. Em cada uma das campanhas, primeiramente, realizou-se a batimetria da seção de controle do rio, o que possibilitou o cálculo da área da seção.

Para a batimetria, a largura da seção transversal do rio foi medida com auxílio de uma trena. Dividiu-se a seção (Figura 04) em séries de verticais igualmente espaçadas ("n" faixas) e mediu-se, também, a profundidade em cada vertical definida, obtendo-se, dessa forma, a área da seção molhada.

Na seqüência, determinou-se o perfil de velocidade do rio com o uso do equipamento Molinete MLN – 07 e contador de pulso, demonstrado na Figura 05. Para determinar a velocidade, definiram-se os pontos de coleta de dados do molinete, baseando-se na profundidade de cada vertical. Como a Sanga Mandarinina apresenta pouca profundidade (menos de 1 metro), realizou-se apenas uma leitura com o molinete em cada vertical e a 0,6 de profundidade (contada a partir da superfície). Na seqüência, definiu-se no sensor eletromagnético do molinete o tempo em que o aparelho ficaria submerso coletando informações (40s).

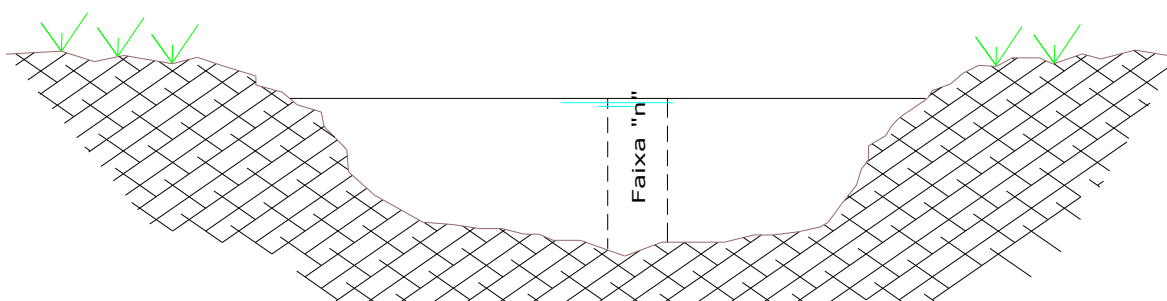


Figura 04 Seção transversal da sanga Mandarinina.

Após a medição em cada vertical, anotou-se o número de pulsos gerados pelo equipamento, onde pelo uso de uma equação fornecida pelo equipamento, obteve-se a velocidade em m s^{-1} de cada uma das verticais.



Figura 05 Molinete MLN-07 e contador de pulsos.

Determinou-se a vazão pelo somatório do produto de cada velocidade média por sua área de influência:

Ou seja, a vazão foi obtida por:

$$Q = \sum Q_i = \sum A_i \cdot \bar{v}_i$$

(1)

em que:

Q: vazão do rio

Q_i: vazão entre duas verticais

A_i: área entre duas verticais

\bar{v}_i : velocidade média entre duas verticais

Mediu-se o nível da água concomitantemente com a medição da vazão. A construção da curva chave foi realizada no Software Excel 2007, onde se utilizaram os diversos pares (nível x vazão) para construir o gráfico e obter a relação a partir da interpolação destes pares, já que não foi possível observar todas as variações do nível e vazão.

3.3 Obtenção da descarga sólida em suspensão e curva-chave

Para obtenção da curva-chave da descarga sólida em suspensão foi necessário realizar o monitoramento hidrossedimentométrico na sanga Mandarin, onde se seguiram procedimentos de amostragem de sedimento, análises em laboratório e cálculos subseqüentes.

3.3.1 Amostragem de sedimentos

A amostragem de sedimentos foi realizada para determinação da concentração de sedimentos em suspensão, sendo representativa na seção transversal do curso d'água, com uso de amostradores padronizados e técnicas apropriadas, descritas por Carvalho (1994), Igual Incremento de Largura e Integração na vertical.

Em cada uma das verticais definidas na batimetria anteriormente, coletou-se uma amostra física, com coleta de uma porção de mistura água/sedimento, abrangendo, dessa forma, toda a largura da seção do rio. O amostrador utilizado foi o DH-48 (Figura 06), acompanhado de uma haste para inserção manual do equipamento na vertical do rio, sendo o bico utilizado no amostrador definido em função da velocidade de fluxo.



Figura 06 Amostrador de sedimentos em suspensão DH 48.

A amostragem foi por integração na vertical, onde o amostrador foi conduzido na descida e subida com uma velocidade de trânsito pré-estabelecida em todas verticais da seção do rio (Figura 07), ou seja, a mistura água-sedimento foi acumulada continuamente no recipiente e o amostrador se moveu verticalmente em uma velocidade de trânsito constante, entre a superfície e um ponto a poucos centímetros acima do leito, entrando a mistura numa velocidade quase igual à velocidade instantânea da corrente em cada vertical. Esse procedimento é conhecido como IVT, Igual Velocidade de Trânsito.

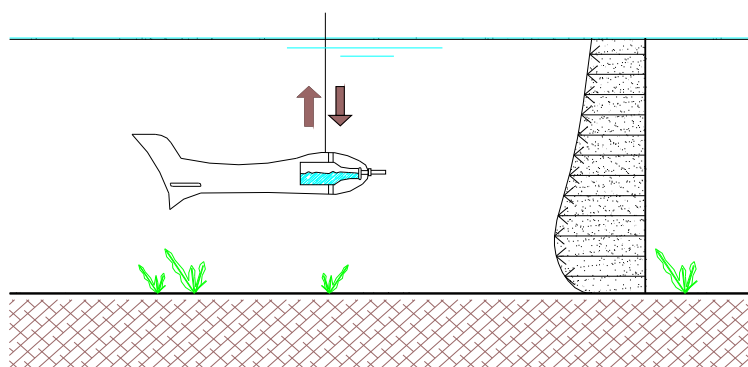


Figura 07 Amostragem por integração na vertical.

3.3.2 Observações na amostragem, transporte e armazenagem.

O amostrador foi manipulado de forma a não alcançar o leito, evitando a coleta de sedimento de arrasto, até 9 a 15 cm acima do fundo. A garrafa nunca ficou completamente cheia, podendo ser coletado, no máximo, 400 mL de sua capacidade total de 500 mL.

Para que a velocidade de entrada da amostra fosse igual ou quase igual à velocidade instantânea da corrente foi necessário que o bico ficasse na horizontal, isto é, o amostrador foi movimentado sem haver inclinação. Após a amostragem em cada uma das verticais, o material água/sedimento de todas as amostras foi armazenado em um único recipiente, de forma a otimizar o transporte e os procedimentos em laboratório.

Os recipientes de coleta foram etiquetados de forma a identificar a amostra. Adotou-se uma lista paralela contendo as seguintes informações: rio, local, data, hora, abscissa da vertical, profundidade, nível da água, temperatura, amostrador, tipo de amostragem, bico usado e nome do responsável.

No laboratório, o volume total coletado foi distribuído em recipientes com capacidade de 1 litro, bem arrolhados para evitar vazamento (Figura 08). As amostras foram armazenadas em ambientes de temperatura fresca e em área escura, a fim de evitar a formação de algas devido à provável presença de nutrientes na mistura água/sedimento.



Figura 08 Garrafas com amostra água/sedimento armazenadas.

3.3.3 Análise da concentração de sedimento em suspensão

A análise de concentração de sedimento em suspensão foi realizada no Laboratório de Hidrossedimentologia e de Saneamento Ambiental da Unioeste-Cascavel, após cada uma das campanhas.

O volume total amostrado ficou armazenado por 96 h, a fim de decantar todo material suspenso. Na seqüência, fez-se a redução do volume da amostra com o uso de um pescador, retirando-se a água sobrenadante que não apresentava mais sedimento em suspensão.

A amostra água-sedimento foi colocada em cadinho de porcelana, preparado e levado à evaporação até secagem em estufa a 105°C até peso constante.

A concentração foi determinada pelo peso seco do sedimento em suspensão contido na amostra em relação ao volume total da mesma:

$$C_s = p/V$$

(2)

Em que:

C_s: concentração de sedimento em suspensão (mg L⁻¹)

p: peso seco do sedimento

V: volume da mistura água-sedimento

3.3.4 Obtenção da curva-chave (vazão x descarga sólida em suspensão)

O cálculo da descarga sólida em suspensão é feito considerando que o sedimento se movimenta com a velocidade da corrente em toda a seção transversal, ficando, então, igual ao produto da descarga líquida pela concentração. Considerando a questão das unidades, que não são homogêneas, num mesmo sistema, é necessário verificar a constante adequada. Para as determinações usuais no país, utiliza-se a seguinte equação:

$$Q_{ss} = 0,0864.Q.C \quad (3)$$

Em que:

Q_{ss}: descarga sólida em suspensão em t dia⁻¹

Q: descarga líquida em $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$

C: concentração média em mg L^{-1}

3.4 Análises da qualidade da água

Para os parâmetros de qualidade de água analisados em laboratório, fez-se uma coleta de amostra de água representando toda a seção do rio, com o uso do mesmo amostrador da coleta de sedimento em suspensão, totalizando mais ou menos 2 L de volume, sendo a amostra armazenada em frasco de polietileno e analisada logo na chegada ao laboratório.

Os parâmetros físico-químicos monitorados no campo com o uso do aparelho Multiparâmetros modelo Ph1500 e suas respectivas sondas foram: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), ST200 e oxigênio dissolvido ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), SO400. A turbidez (NTU) foi determinada com o turbidímetro Marca HACH Company, Modelo 2100P. O pH foi medido com o aparelho PHmêtro Marca Tecnal. Modelo 3MP. A cor foi obtida pelo uso do espectrofotômetro Modelo DR 2010. A condutividade mensurou-se com o condutivímetro Marca TECNOPON, Modelo MCA 150.

Para as análises de nutrientes as metodologias usadas foram:

- Fósforo Total (mg P L^{-1}): seguindo metodologia APHA, 1995;
- Nitrogênio Kjeldahl (mg N L^{-1}): método do Fenato, adaptação da metodologia APHA, 1995;
- Nitrito ($\text{mg NO}_2^- \text{ L}^{-1}$): pelo método de reação por sulfanilamida (GOLTERMAN *et. al.* 1978; APHA, 1995);
- Nitrato ($\text{mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$): pela técnica de redução ao nitrito, utilizando cádmio amalgamado (MACKERETH *et. al.*, 1978).

3.5 Análise do uso e ocupação do solo

Para o diagnóstico do uso e ocupação do solo da microbacia foi utilizado imagem landsat fornecida pela Itaipu Binacional e o software livre Qcad. Dessa forma, os resultados obtidos referentes à produção de

sedimentos no período de estudo, assim como a qualidade da água foram relacionados ao uso e ocupação do solo na microbacia, uma vez que esta é de atividade essencialmente agrícola. Essa relação foi avaliada de acordo com o cultivo e manejo das culturas, a presença ou não de área de preservação permanente e reserva legal, fontes de poluição etc.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Curva-chave da vazão

Para obtenção da área da seção do rio, fez-se a batimetria em cada uma das campanhas. A Figura 9 representa a batimetria realizada no dia 27 de maio de 2007, onde, primeiramente, dividiu-se a seção do rio em séries de verticais igualmente espaçadas e mediu-se a profundidade em cada vertical definida, o que possibilitou então o cálculo da área da seção.

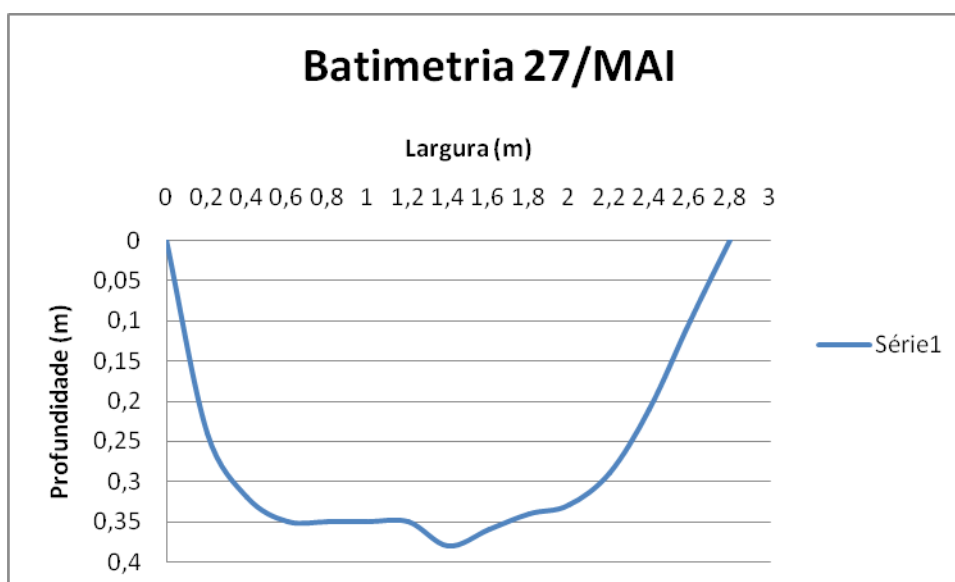


Figura 09 Batimetria da sanga Mandarinina no dia 27/05/2007.

Para o cálculo das vazões, fez-se uso dos dados da Tabela 01. Tais dados foram obtidos para cada uma das campanhas, onde ME e MD representam a margem esquerda e direita do rio, respectivamente.

No decorrer da pesquisa, realizaram-se 11 campanhas de medição de vazão, as quais foram distribuídas entre os meses de fevereiro e agosto de 2007, abrangendo período chuvoso e de estiagem. Na Tabela 02, destacam-se os níveis do rio observados durante as campanhas e os respectivos valores de vazão calculados.

Tabela 01 Dados utilizados para o cálculo da vazão do dia 27 de maio de 2007

VERTICAL	LARGURA (m)	PROFUNDIDADE (m)	PULSOS	VELOCIDADE (m s ⁻¹)	ÁREA (m ²)	VAZÃO (m ³ s ⁻¹)
ME	0	0				
1	0,2	0,24	85	0,60062	0,048	0,028
2	0,4	0,32	128	0,90329	0,064	0,057
3	0,6	0,35	120	0,84698	0,070	0,059
4	0,8	0,35	112	0,79067	0,070	0,055
5	1	0,35	82	0,57951	0,070	0,040
6	1,2	0,35	124	0,87513	0,070	0,061
7	1,4	0,38	111	0,78363	0,076	0,059
8	1,6	0,36	80	0,56543	0,072	0,040
9	1,8	0,34	51	0,36131	0,068	0,024
10	2	0,33	40	0,28388	0,066	0,018
11	2,2	0,29	41	0,29092	0,058	0,016
12	2,4	0,21	34	0,24165	0,063	0,015
13	2,6	0,1				
MD	2,8	0			VazãoTotal	0,478

Tabela 02 Dados de nível e vazão obtidos nas campanhas em 2007

Campanha	Data	Nível (cm)	Q (m ³ s ⁻¹)
1	05/fev	31	0,384
2	05/mar	32	0,372
3	25/abr	36	0,486
4	03/mai	32	0,357
5	23/mai	35	0,472
6	27/mai	34	0,478
7	12/jun	32	0,341
8	27/jun	30	0,262
9	18/jul	26	0,197
10	14/ago	21	0,091
11	27/ago	19	0,077

A campanha 3 foi a que apresentou maiores valores de nível e vazão, 36 cm e 0,48 m³ s⁻¹, respectivamente. Observando os dados de precipitação diária (Figura 10) da microbacia, notou-se que neste dia ocorreu uma precipitação de 45,8 mm e a campanha foi realizada no momento da chuva. Destaca-se, ainda, que o maior valor de precipitação total mensal ocorreu no mês de abril, estando este fato inerente aos maiores valores de nível e vazão ocorridos. Já as campanhas que apresentaram menores valores (10 e 11) aconteceram no mês menos chuvoso do período de monitoramento, agosto.

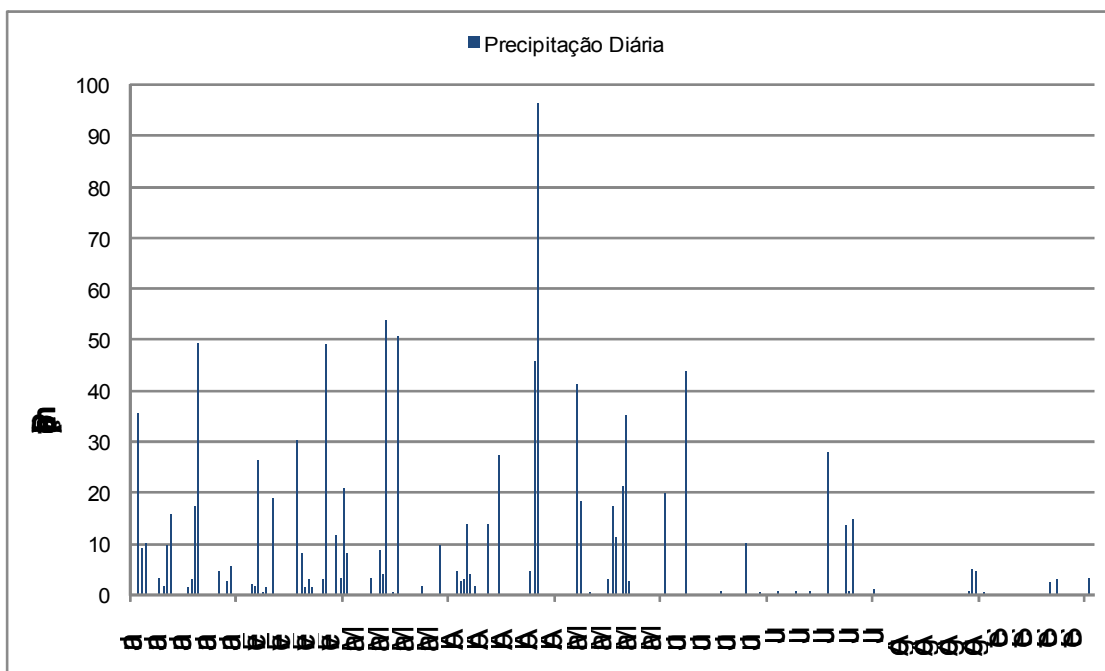


Figura 10 Dados de precipitação diária na sanga Mandarin, no período de janeiro a setembro de 2007.

Com os dados da Tabela 2, elaborou-se a curva chave de vazão (Figura 11), que relaciona o nível d'água (h) da sanga Mandarin com a vazão (Q) que escoa no leito fluvial.

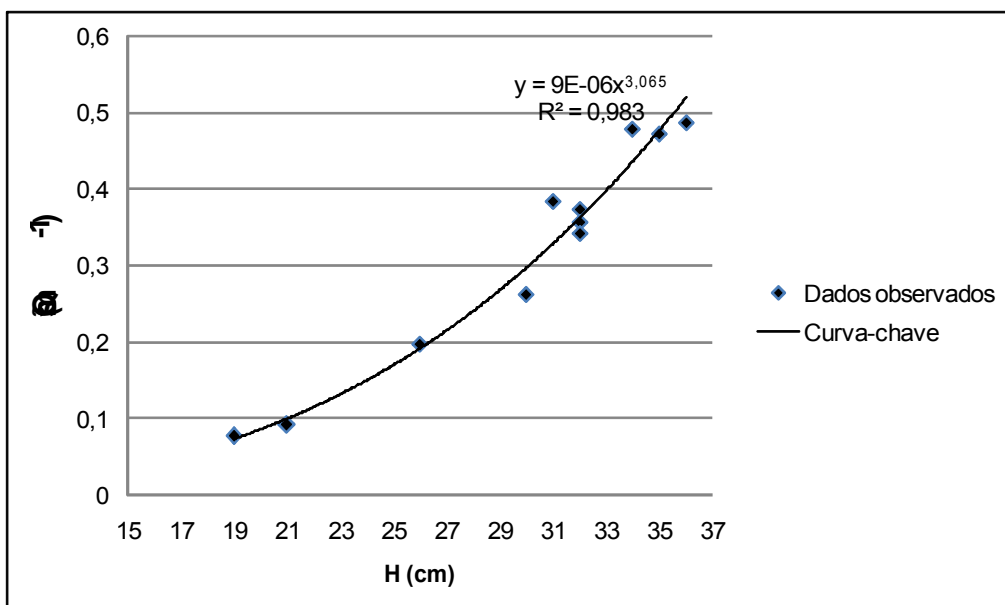


Figura 11 Curva chave da vazão (Q).

Foi escolhida a representação gráfica francesa para representar a relação h/Q , onde $Q=f(h)$. A relação h/Q foi melhor expressada matematicamente pela forma potencial ($R^2=0,983$), diferenciando do indicado por TUCCI (2007) que salientou que as duas formas mais utilizadas são exponencial e polinomial. No entanto, o resultado está de acordo com o obtido por CARVALHO (2003), que buscou avaliar a produção de sedimento a partir de medição de descarga líquida e sólida em uma microbacia em Santa Maria-RS, elaborando a curva-chave da vazão para cotas inferiores a 68 cm, ajustando-a a equação potencial e obtendo um coeficiente de determinação igual a $R^2= 0,996$.

Com a curva-chave da vazão construída e apresentando uma boa relação entre o nível e a vazão, a mesma poderá ser utilizada para estimar a vazão do rio apenas com a observação do nível d'água e a equação da curva-chave, tornando o monitoramento muito menos dispendioso em custos e tempo de trabalho. Entretanto, o fato da curva chave de vazão apresentar uma boa relação com o nível d'água do rio, não implica que a mesma poderá ser usada por tempo indeterminado. Dessa forma, as características físicas do rio podem ser modificadas ao longo dos anos, devendo então a curva chave ser atualizada para as novas formas adquiridas pelo curso d'água. De acordo com PORTO, SILVA e ZAHED (2003), "alterações na geometria da seção ou na declividade do rio, geradas por erosões ou assoreamento ao longo do tempo, causam mudanças na velocidade do escoamento e nas relações entre área, raio hidráulico e profundidade, afetando a relação cota-descarga".

4.2 Curvas-chave de sedimento

Os dados da Tabela 03 foram utilizados para construir a curva chave da concentração de sedimento em suspensão (Figura 12) e a curva chave da descarga sólida em suspensão (Figura 13). Os dados considerados para elaboração destas curvas referem-se a dados de 9 campanhas, diferente do número de campanhas utilizadas na construção da curva chave de vazão, pois em duas campanhas não foi possível obter resultados da concentração de sedimento em suspensão.

Tabela 03 Dados de vazão (Q), concentração de sedimento em suspensão (Cs) e descarga sólida em suspensão (Qss) obtidos nas campanhas.

Campanha	Data	Q (m ³ s ⁻¹)	Cs (mg L ⁻¹)	Qss (t dia ⁻¹)
1	05/fev	0,384	6,910	0,229
2	05/mar	0,372	8,423	0,271
3	23/mai	0,472	19,535	0,797
4	27/mai	0,478	10,864	0,449
5	12/jun	0,341	7,957	0,235
6	27/jun	0,262	10,193	0,231
7	18/jul	0,197	10,454	0,178
8	14/ago	0,091	3,151	0,024
9	27/ago	0,077	2,876	0,019

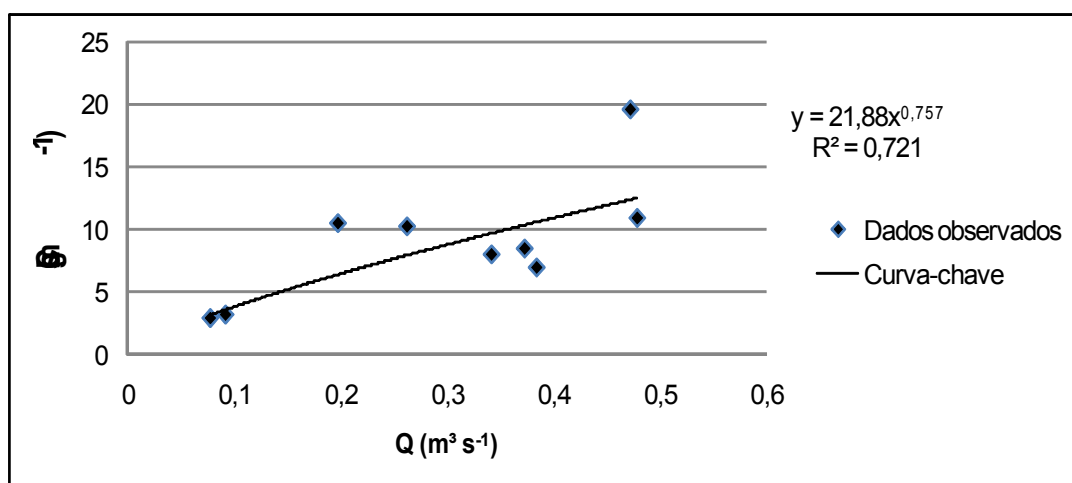


Figura 12 Curva chave da concentração de sedimento em suspensão.

Na Figura 12, observa-se a relação entre a concentração de sedimento em suspensão e a vazão; a curva chave foi ajustada a função potencial e o coeficiente de determinação igual a $R^2 = 0,721$, indicando uma boa relação entre as variáveis. BRANCO (1998) obteve resultado próximo, quando avaliou a produção de sedimentos em eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica. O autor também encontrou melhor ajuste da curva chave com a função potencial, em que o R^2 foi de 0,7. Segundo JANSOON (1996), não é fácil estabelecer uma boa relação entre vazão e a concentração de sedimento, o autor ressalta que é necessário realizar amostragens em diversos momentos de cheia e por um longo período de tempo.

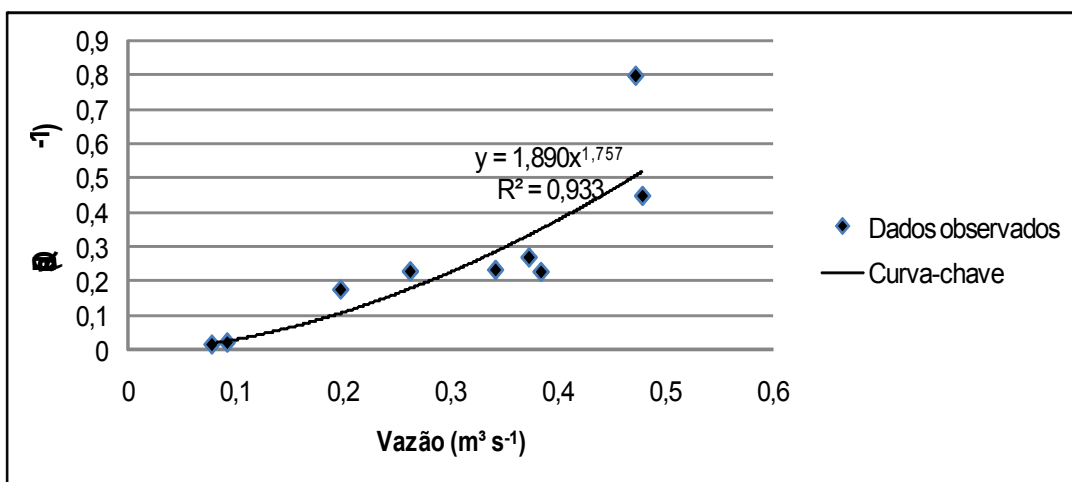


Figura 13 Curva chave da descarga de sedimento em suspensão.

A curva chave da Figura 13 permite associar a massa de sedimento transportada na unidade de tempo, ou descarga sólida, às vazões ocorridas nas medições. Conforme CARVALHO (1994), quanto maior o número de pontos medidos e a variação entre os valores alcançados entre mínimos e máximos, mais a curva chave será representativa. Observando os valores da Tabela 3, nota-se que houve uma boa variação entre estes valores, o que colaborou para obtenção de um alto coeficiente de determinação ($R^2 = 0,933$) na relação descarga sólida em suspensão e vazão. Resultados semelhantes foram obtidos por CARVALHO (2003), que alcançaram R^2 igual a 0,93 e 0,90 na descida e subida de onda, respectivamente, com uso do mesmo amostrador. Destaca-se que o método utilizado para obtenção da equação foi o da regressão linear e, de acordo com PICOUET et. al (2001) e CARVALHO (1994), a relação mais comum para curva chave de sedimento é em forma de potência.

BICALHO (2006) elaborou a curva chave de descarga sólida em suspensão no córrego Chapadinha para vazões que variaram entre 0,08 e 0,43 m³ s⁻¹, a correlação obtida foi de $R^2 = 0,99$. Notou-se que o número de campanhas, os valores extremos de vazão e o coeficiente de determinação (R^2) foram semelhantes a este estudo. No entanto, os valores de Q_{ss} no estudo de BICALHO (2006) foram menores, variando entre 0,009 e 0,46 t dia⁻¹. Já os valores obtidos neste estudo variaram entre 0,178 e 0,797 t dia⁻¹, como se pode observar na Tabela 3. Por outro lado, o valor médio de descarga sólida em suspensão foi de 0,27 t dia⁻¹, valor considerado baixo.

A curva chave da descarga sólida em suspensão permite estimar os valores diários da carga sólida ao longo do tempo a partir de medições esporádicas do transporte de sedimentos, porém, isto é possível desde que se disponha para o local uma série contínua de vazões líquidas médias diárias.

No que diz respeito à produção de sedimento, se levamos em consideração o maior valor de descarga sólida em suspensão obtida durante o período de monitoramento ($0,797 \text{ t dia}^{-1}$), a produção de sedimento, neste dia, foi igual a $0,106 \text{ t km}^{-2}$, projetando este valor para um ano a produção seria igual a $38,7 \text{ t ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$, valor de produção de sedimentos baixo, segundo CARVALHO et. al (2000).

De acordo com JANSSON (1996), medidas de turbidez vêm sendo amplamente utilizadas como acompanhamento de estudos de sedimento em suspensão em corpos d'água. Visando estimar a concentração do sedimento em suspensão por meio de dados de turbidez na sanga Mandarina, elaborou-se a curva chave que relaciona essas duas variáveis, visto que o monitoramento é menos dispendioso em termos financeiros, tempo e mão-de-obra. A Figura 14 esta representando essa relação.

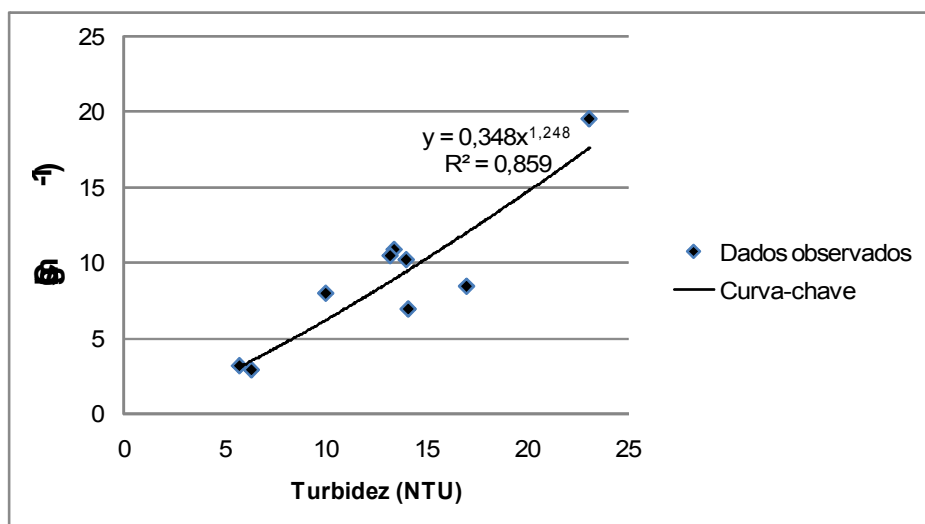


Figura 14 Curva-chave da concentração de sedimento em suspensão versus turbidez.

A curva-chave melhor se ajustou à função potencial, onde o coeficiente de determinação obtido foi de $R^2 = 0,859$, resultado diferente do estudo

desenvolvido por SUN et. al (2001), onde se objetivou estimar a erosão em uma pequena bacia hidrográfica na Austrália, pela relação entre a turbidez e a concentração de sedimento em suspensão e concluiu-se que a função polinomial foi a que melhor se ajustou à relação. No entanto, o resultado corrobora com o obtido por CARVALHO (2003), que obteve coeficiente de determinação igual a 0,8 para esta relação.

4.3 Uso e ocupação do solo

O uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas refletem diretamente nos recursos hídricos, ou seja, toda e qualquer atividade desenvolvida na área de drenagem da bacia estarão influenciando a qualidade e quantidade de água disponível. O diagnóstico do uso e ocupação do solo serve como ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, pois a partir deste diagnóstico é possível verificar a influência das atividades desenvolvidas na bacia sobre os recursos hídricos. Neste sentido, construiu-se o mapa de uso e ocupação do solo da sanga Mandarin, que está representado na Figura 15, sendo a área total da microbacia equivalente a 751 ha (7,51 km²), distribuída em áreas de mata ciliar, reserva legal, agricultura, pastagem e ainda área de sede.



FIGURA 15 Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia da sanga Mandarin.

A Tabela 4 apresenta as respectivas áreas para cada uso: a agricultura ocupa a maior parcela de uso do solo, dispondo de uma área de 660,6 ha que corresponde a 88% da microbacia; na seqüência, têm-se as áreas de reserva legal, ocupando 3,9% da área territorial total; o percentual de 8,1% restante subdivide-se em pastagem, mata ciliar e área da sede.

Tabela 4 Uso e ocupação do solo e respectivas áreas

Uso e Ocupação do Solo	Área Atual (ha)	Área Atual (%)	Área à restaurar (ha)
Mata Ciliar	23,4	3,1	6,3
Reserva Legal	29	3,9	121
Agricultura	660,6	88	-
Pastagem	28	3,7	-
Sede	10	1,3	-
Total	751	100	-

Diante destas informações, nota-se que existe um déficit de áreas de reserva legal, pois, atualmente, contempla um índice de 3,9%, quando deveria ser equivalente a 20% da microbacia para cumprimentos legais.

A área de mata ciliar existente equivale a 3,1% da área total da microbacia, correspondendo a 79% da área de mata ciliar necessária ao atendimento da legislação ambiental. No entanto, verificando a Figura 15, observa-se que a sanga Mandarin e seus afluentes estão protegidos com mata ciliar quase na totalidade de seus percursos. Essa é uma situação satisfatória, tratando-se da preservação dos recursos hídricos, pois a mata ciliar, entre as suas funções, diminui e filtra o escoamento superficial, impedindo ou minimizando o carreamento de sedimentos e nutrientes para o sistema aquático, contribuindo, dessa forma, para a manutenção da qualidade e quantidade de água nas bacias hidrográficas.

Com o mapa de uso e ocupação do solo, podem-se fazer inferências sobre a produção de sedimento e qualidade da água, pois de acordo com LIMA et.al (2002), “Os dados e informações, gerados de estudos hidrossedimentológicos, confrontados com mapas geológicos, de uso e ocupação do solo, mapas topográficos e outras informações pertinentes à

bacia, permitem a obtenção de informações que podem ser utilizadas como subsídio para a correção de problemas existentes e o estabelecimento de ações para o desenvolvimento com base na racionalização e na otimização do uso dos recursos naturais da bacia “. MOTA (1995) salienta, também, que a concentração de impurezas que escoarão até os corpos receptores irá depender de vários fatores, dentre eles os usos do solo na área, tipos de atividades desenvolvidas, como a presença de construções, desmatamentos, movimentos de terra etc., tipo de pavimentação ou cobertura, vegetação existente, estrutura e composição do solo.

Durante a realização do diagnóstico da área da bacia, percebeu-se que na área destinada à atividade agrícola, cerca de 88% da área total, encontra-se um adequado manejo do solo. Foi possível observar um apropriado sistema de terraços em quase sua totalidade, assim como o uso da prática conservacionista de plantio direto. Estas práticas, além de favorecerem as condições do solo e da lavoura, proporcionam condições à manutenção da qualidade e quantidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica. Tais benefícios podem ser percebidos nos bons resultados referentes à produção de sedimentos e qualidade da água na sanga Mandariná.

A ocupação e o uso do solo pelas atividades agropecuárias alteram evidentemente os processos físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas naturais. Conforme MERTEN & MINELLA (2002), a atividade agropecuária rege uma importante função na contaminação dos mananciais, sendo uma atividade com alto potencial degradador, onde a qualidade da água é um reflexo do uso e manejo do solo da bacia hidrográfica em questão.

Os mesmos autores complementam a idéia dizendo que o manejo de solos inadequado, por exemplo, o preparo excessivo do solo e a reposição insuficiente de carbono orgânico favorecem a degradação física do solo, que tem como consequência o aumento do deflúvio e, conseqüentemente, a contaminação das águas superficiais, devido aos sedimentos, nutrientes solúveis e particulados, agroquímicos que se encontram adsorvidos aos sedimentos. Todavia, essa situação não foi constatada no presente estudo.

4.4 Qualidade da água

O comportamento dos parâmetros físico-químicos durante o período de monitoramento estão apresentados nas Figuras 16 a 24.

A variável pH (Figura 16) mostrou valor mínimo e máximo igual a 6,37 e 7,00, respectivamente, não demonstrando grande variação e indicando valores próximos à neutralidade. Estudos desenvolvidos por DONADIO et al. (2005) e GONÇALVES et al. (2005), que também visaram avaliar a qualidade da água de rios de bacias hidrográficas agrícolas, alcançaram valores de pH semelhantes. Estes resultados são satisfatórios, pois, de acordo com a afirmação de MOSCA (2003), águas de rios isentas de poluentes possuem valores de pH oscilando entre 6,5 e 8,5 e os valores encontrados apresentaram apenas um valor fora desta faixa. Este bom resultado pode estar relacionado ao fato de que o uso e a ocupação do solo na microbacia é essencialmente agrícola, pois conforme DERÍSIO (2000), maiores alterações referentes ao potencial hidrogeniônico são provocadas por despejos de origem industrial.

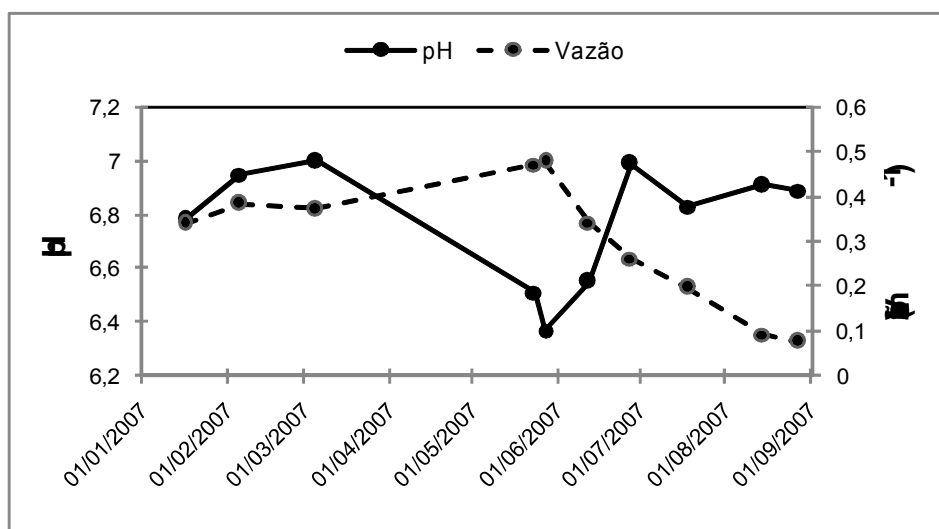


Figura 16 Variação do parâmetro pH.

Nota-se que na maioria das campanhas, o pH teve um comportamento inverso à vazão, ou seja, com o aumento da vazão o pH diminuiu, resultado semelhante ao obtido por FRITZONS et al. (2003), onde concluíram que o pH do rio monitorado diminuiu com valores maiores de vazão. No entanto, os autores salientam que, se tratando do parâmetro pH, é difícil estabelecer um

padrão de comportamento, pois é considerado uma variável ambiental difícil de ser interpretada, porque sofrer influência de vários fatores, tais como: sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e os fatores bióticos.

Avaliando os valores obtidos com a legislação pertinente, concluiu-se que os resultados apresentaram níveis aceitáveis de acordo com a especificação da Resolução CONAMA n° 357, que estipula valores de pH entre 6 e 9 para rios de classe 2.

Na Figura 17, é demonstrado o comportamento da condutividade elétrica na sanga Mandarinina.

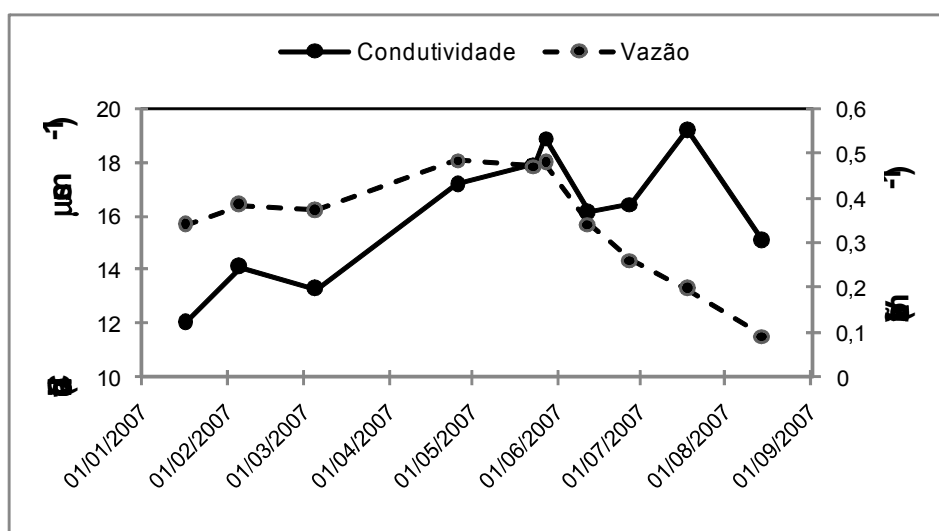


Figura 17 Variação do parâmetro condutividade elétrica.

Os resultados indicam valores baixos de condutividade elétrica, entre 12 e 19 $\mu\text{S cm}^{-1}$, pouca variação quando comparados com os resultados obtidos por CAMPAGNARO & IOST (2005) e CREPALLI (2007), que também analisaram o parâmetro em rios sob influência da atividade agrícola na região oeste do Paraná e encontraram valores mais altos. No entanto, a Resolução CONAMA n° 357 não estabelece padrões relativos à condutividade elétrica de águas.

A condutividade elétrica na água pode ser alterada devido à entrada de fertilizantes e defensivos agrícolas que acabam aumentando as concentrações iônicas nos corpos d'água (MOSCA, 2003), assim como o aporte de resíduos provenientes da criação de bovinos e suínos (TUNDISI, 1988). No entanto, os valores obtidos, neste estudo, são baixos, pois, de acordo com o mesmo autor,

indicam áreas ainda pouco perturbadas pelo homem. Outro fator que exerce reduções aos índices desta variável é a presença de vegetação ciliar, que por sua vez exerce um poderoso efeito na absorção de íons dissolvidos (TUNDISI, 1988). Desta maneira, o resultado satisfatório para este parâmetro deve estar atrelado à presença de área de preservação permanente nas margens dos cursos d'água e a boa conservação do solo na área agricultável, diagnóstico que acaba evitando o escoamento superficial e propiciando a infiltração da água precipitável. CARVALHO et. al (2000) salientaram que a presença de sedimentos em suspensão pode favorecer a condutividade elétrica no ambiente, devido a liberação de ânions e cátions liberados em processos biológicos e ecológicos da fauna aquática.

Observando o comportamento da variável condutividade elétrica com relação à variação da vazão do rio, nota-se que houve um acompanhamento, podendo-se inferir que, conforme o aumento ou diminuição da vazão do rio, a condutividade também sofreu alterações.

A variável turbidez está representada na Figura 18, notando-se que os valores sempre foram baixos durante o período de monitoramento, variando entre 5,7 e 23,1 NTU, bem abaixo de 100 NTU, que é o limite máximo permitido segundo a Resolução CONAMA n°357/2005 para rio de classe 2.

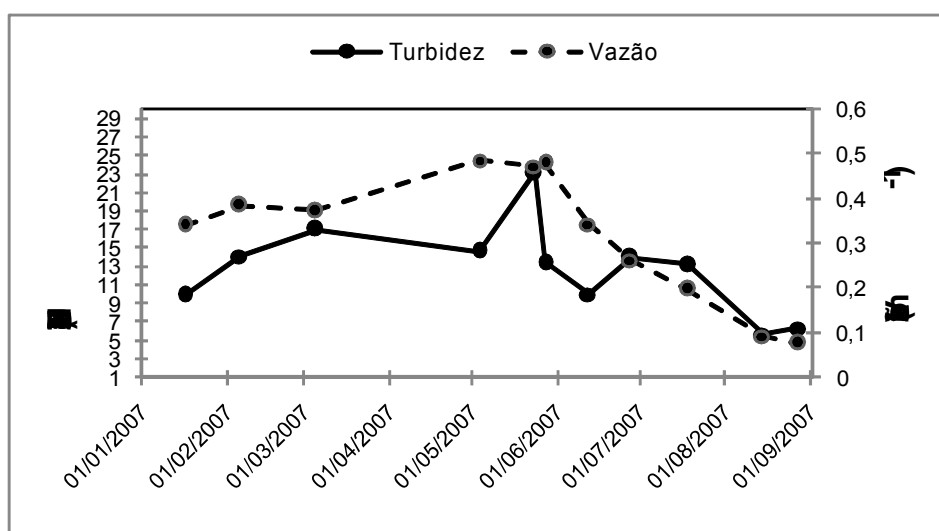


Figura 18 Variação do parâmetro turbidez.

Observa-se uma tendência do parâmetro acompanhar as variações de vazão ocorridas na sanga Mandarin. Esse comportamento já era esperado,

pois com a incidência de precipitação, que acarreta na formação de escoamento superficial na área da bacia, sedimentos são arrastados pelo escoamento para dentro do corpo d'água, ocasionando um espontâneo aumento da vazão e aumento de material suspenso, alterando, dessa forma, os valores de turbidez (BRANCO, 1977). Esse comportamento ratifica os resultados de FRITZONS et al (2003), que analisando a qualidade da água do rio Capivari, na região metropolitana de Curitiba – PR, concluíram que os valores de turbidez acompanharam o aumento da vazão.

Estudos realizados por DONADIO et. al. (2005) e PRIMAVESI et. al. (2002) que compararam a qualidade da água em diferentes usos do solo, apontaram valores maiores para turbidez em microbacias hidrográficas agrícolas do que em áreas florestadas, evidenciando, assim, a função da mata ciliar na contenção de sólidos que poderiam vir a atingir os corpos d'água com o deflúvio da bacia. Essa questão pode justificar os baixos valores de turbidez ocorridos na sanga Mandarin, pois o rio em questão apresenta grande parte da mata ciliar completa em todo seu trecho.

Na Figura 19, são apresentados os valores de oxigênio dissolvido na sanga Mandarin durante o período de estudo.

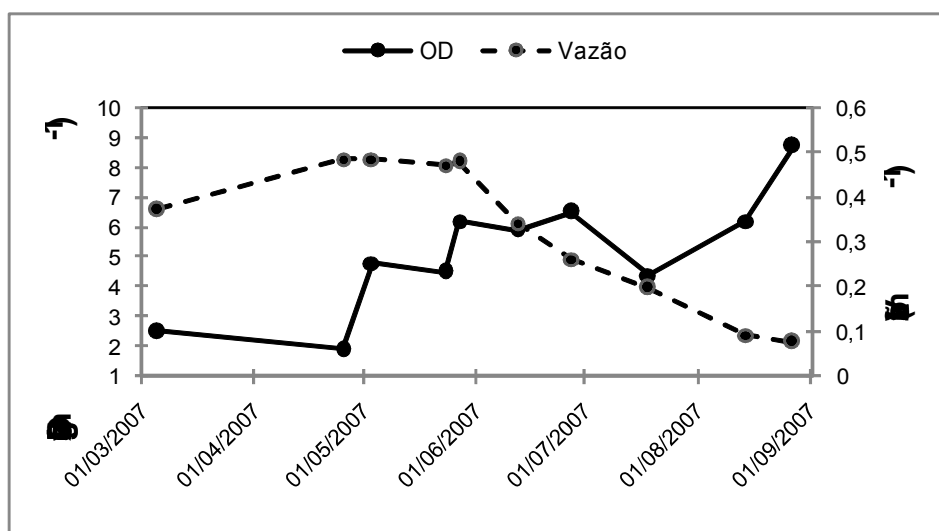


Figura 19 Variação do parâmetro oxigênio dissolvido.

Conforme representação gráfica, verifica-se que durante o período de estudo, os valores de OD variaram entre 1,9 e 8,7 mg L⁻¹, sendo que na metade das campanhas realizadas os valores de OD estiveram fora do limite

estabelecido pelo CONAMA 357/05, que estipula um valor mínimo de 5 mg L⁻¹. Resultados aproximados foram encontrados por CREPALLI (2007), que encontrou variação de 1,3 a 7,8 mg.L⁻¹, avaliando a qualidade da água do rio Cascavel sob influência da área agrícola. Sabe-se que a temperatura influencia na solubilidade do oxigênio dissolvido em corpos d'água e, de acordo com ESTEVES (1998), quanto maior for a temperatura menor será a solubilidade do oxigênio na água, diminuindo sua concentração no corpo d'água. Observando as temperaturas da água registradas durante as campanhas (mínima de 16 °C e máxima de 22 °C), percebeu-se essa relação, pois o oxigênio dissolvido encontrou-se em maior concentração quando a água apresentou temperaturas baixas.

Os baixos índices de oxigênio encontrados indicam a presença de matéria orgânica na água do rio, que acaba por consumir o oxigênio dissolvido para oxidação dos compostos orgânicos. No entanto, estranhou-se este resultado na microbacia em questão, pois não se observou poluição pontual com lançamentos de dejetos animal ou esgoto doméstico, fato este que justificaria a baixa oxigenação no rio. De acordo com SPERLING (1996), um rio em suas condições normais apresenta valores de OD próximos de 9 mg L⁻¹ e era o que se esperava para a sanga Mandarin, pois se encontra protegida com mata ciliar e não há fontes de poluição pontual. Portanto, não se deve descartar a possibilidade de falha no uso do equipamento, quando mensurados baixos índices de oxigênio dissolvido. Porém, não se pode descartar a opinião de ESTEVES (1998), quando afirmou que o oxigênio dissolvido encontra-se entre os parâmetros limnológicos que apresentam maiores variações diárias, pois é um gás que está diretamente envolvido com o processo de fotossíntese e respiração e/ou decomposição que, por sua vez, estão inteiramente relacionados com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura.

Na Figura 20, é mostrado o comportamento da variável cor: os valores variaram entre 22 e 139 PtCo mg L⁻¹. Foram realizadas sete campanhas, nas quais se mediu a cor e, em duas delas, os valores encontrados ultrapassaram o valor máximo estipulado pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 2, que é até 75 PtCo.mg. L⁻¹. Observa-se que quando ocorreram estes valores (23 e 27 de maio), houve também os maiores valores de vazão, ocorrendo uma maior carga de substâncias dissolvidas na água; o mesmo

comportamento foi encontrado nos estudos de FRITZSONS et al (2003) e CREPALLI (2007), onde os autores buscaram comparar a variação de parâmetros físico-químicos da água com a vazão. Acompanhando o comportamento da variável nas campanhas seguintes, notou-se que conforme a vazão do rio diminuiu, devido ao período de estiagem, os valores da cor também decaíram.

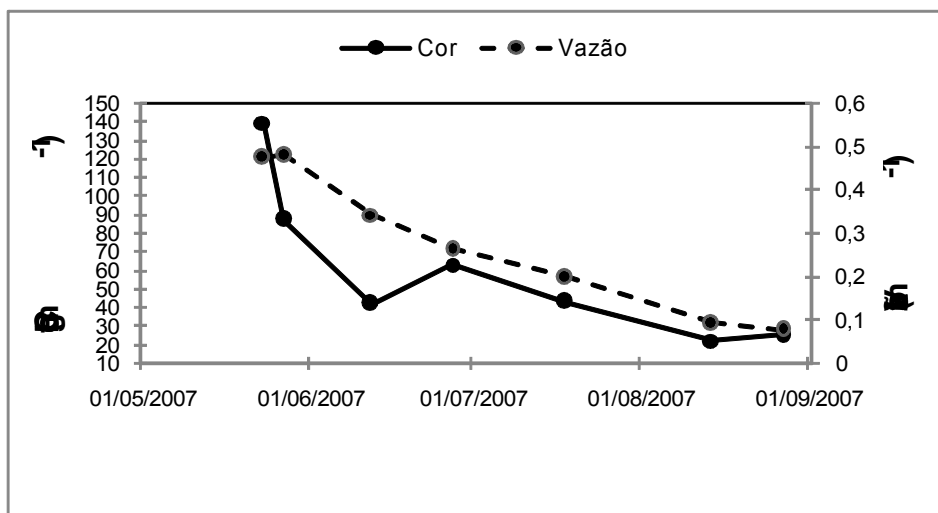


Figura 20 Variação do parâmetro cor.

O parâmetro fósforo total (Figura 21) apresentou valor mínimo e máximo igual a 0 e 0,36 mg L⁻¹, respectivamente. Levando-se em consideração o número de vezes que foi analisado, constatou-se que em 60% das campanhas a presença de fósforo total na sanga Mandarinina não foi detectada, entretanto o valor máximo encontrado ultrapassou, consideravelmente, o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 357 para rios de classe 2, que é de 0,1 mg P L⁻¹. Este pico pode ser explicado pelo fato de no dia 25 de abril ter ocorrido uma precipitação de 45 mm, acarretando no transporte de fosfatos para o curso d'água pelo escoamento superficial formado na bacia, pois conforme KLEEREKOPER (1944), águas que margeiam terras de cultura costumam ser ricas em fosfato.

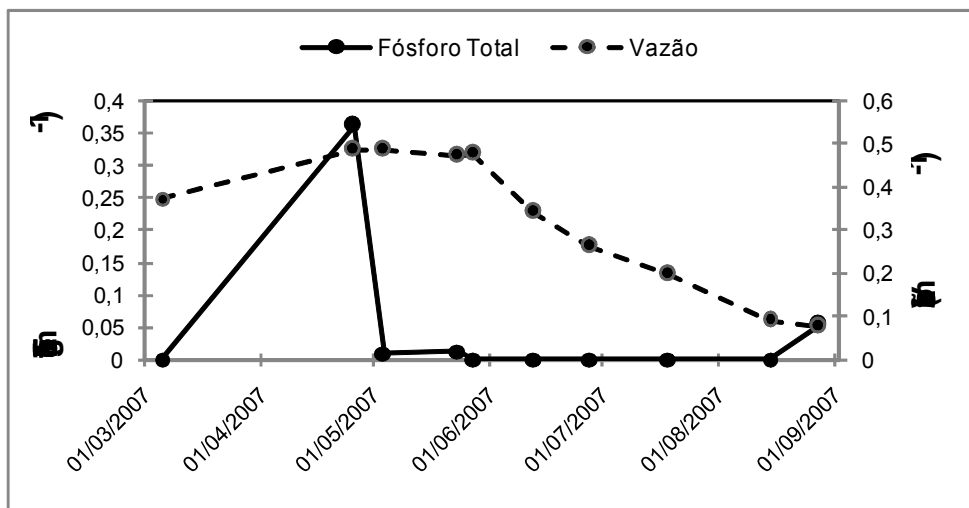


Figura 21 Variação do parâmetro fósforo total.

MANSOR et. al. (2006), utilizando dados de concentração de nutrientes e vazão do rio Jaguari, para avaliar a contribuição difusa de origem rural, obtiveram valores que variaram entre 0,008 e 0,539 mg L⁻¹, resultado mais acentuado de poluição que no presente estudo.

Neste tipo de ambiente aquático, segundo ESTEVES (1998), o fósforo pode ser encontrado na forma de fosfatos, podendo estar ainda distribuídos em: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo, fosfato total dissolvido e fosfato total. Na microbacia em questão, por se tratar de uma área onde se encontra apenas atividade agropecuária, descarta-se a possibilidade da fonte de fosfato ser de origem de despejos industriais ou sanitários. As fontes mais evidentes estão relacionadas à presença de excrementos animais e ao uso de fertilizantes nas lavouras, podendo ainda, a dissolução de compostos de fósforos presentes no solo e a decomposição de matéria orgânica influenciar nestes resultados.

A pouca presença de fósforo total verificada na sanga Mandarin (com exceção do dia 25/04) indica um adequado manejo do solo nas lavouras e pastagens da microbacia, a prática do plantio direto. Nesta prática, não ocorre o preparo do solo e, desta forma, a quantidade de sedimentos transportados pelo escoamento superficial é tão pequena que pouquíssimo fósforo dissolvido é reabsorvido por sólidos suspensos (DANIEL et. al, 1994). O que também pode ter influenciado é a baixa solubilidade de compostos de fosfatos

adicionados ao solo e a forte tendência destes fosfatos se fixarem ao solo, pois conforme GOEDERT et. al. (1986) citado por AVILA (2005), solos argilosos apresentam alta retenção de fosfato aplicado.

Segundo DANIEL et. al. (1994), a perda de fósforo no escoamento superficial depende da taxa, da formulação, do método de aplicação, além da severidade do evento que gera o escoamento e da cobertura vegetal do solo.

Em suma, o resultado pode ser considerado satisfatório, uma vez que os valores encontrados na sanga Mandarin para o parâmetro fósforo total se aproximam dos valores estimados pela EMBRAPA (2002) para águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição, onde se indica que a quantidade de fósforo total varia de 0,005 a 0,020 mg L⁻¹.

Os valores obtidos para as variáveis nitrito, nitrato e nitrogênio total estão respectivamente demonstrados nas Figuras 22, 23 e 24.

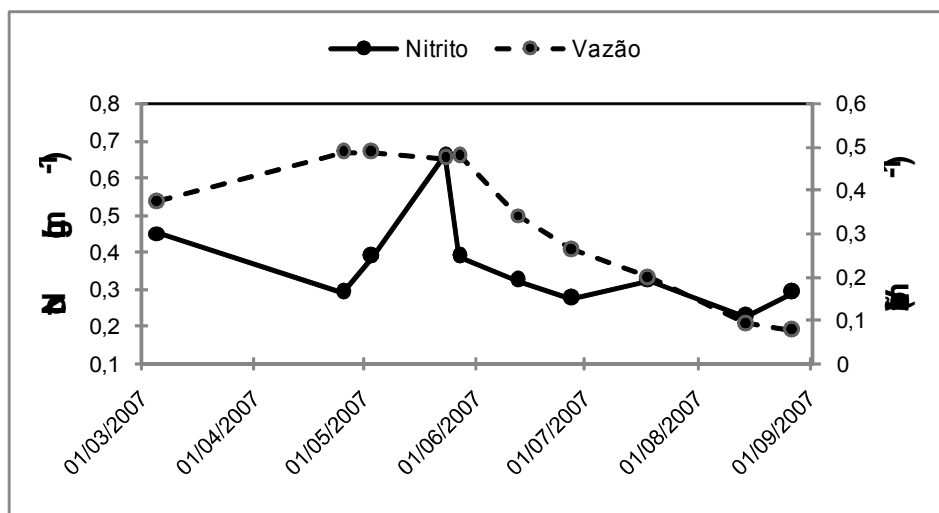


Figura 22 Variação do parâmetro nitrito.

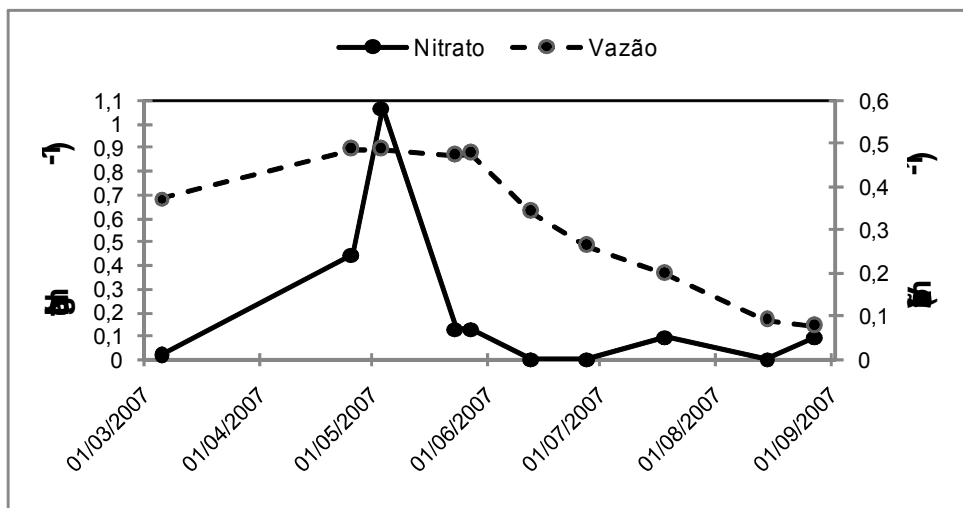


Figura 23 Variação do parâmetro nitrato.

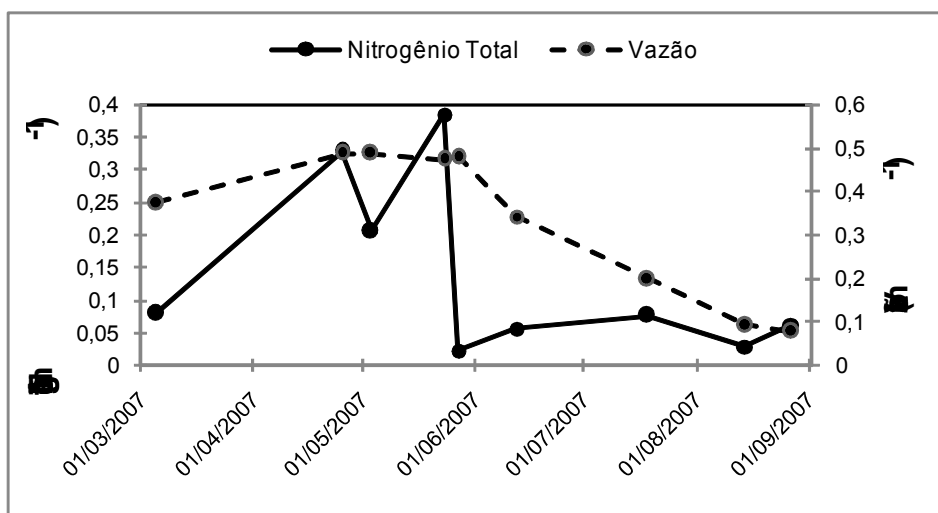


Figura 24 Variação do parâmetro nitrogênio total.

Durante todas as campanhas, os valores de nitrito e nitrato mantiveram-se de acordo com os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357, que estipula valores máximos de 1 e 10 mg L⁻¹, respectivamente. O nitrogênio total compreende a soma de todas as formas de nitrogênio no ambiente, no entanto a Resolução pertinente não estabelece este parâmetro para classificação dos corpos d'água, porém observando o comportamento deste parâmetro notou-se que a concentração variou entre 0,02 e 0,38 mg L⁻¹, valores baixos, quando comparados aos resultados conseguidos por MANSOR et. al. (2006) que avaliaram a influência da atividade rural sobre a qualidade da

água do rio Jaguari, durante seis anos, obtendo valor mínimo e máximo de concentração de nitrogênio total igual 0,35 e 4,5 mg L⁻¹, respectivamente.

Sabe-se que compostos de nitrogênio servem como nutrientes em corpos d'águas, favorecendo a proliferação de algas que acabam por consumir oxigênio para seu desenvolvimento acarretando na depleção do oxigênio dissolvido na água, causando desta forma, a morte de outros seres vivos aquáticos. Este fenômeno é chamado de eutrofização, entretanto os valores encontrados para os compostos nitrogenados foram satisfatórios por apresentarem baixas concentrações, o que não torna o rio um ambiente suscetível a eutrofização.

Na microbacia em questão, sabe-se que a atividade econômica limita-se a agricultura e pecuária. Dessa forma, as fontes de nitrogênio podem ser excrementos de animais e/ou fertilizantes utilizados nas plantações. No que diz respeito ao uso de fertilizantes, os baixos valores encontrados de nitrato na sanga Mandariná indicou uma adequada aplicação de fertilizantes à base de nitratos, onde, provavelmente, aplicou-se apenas a quantidade necessária para o desenvolvimento da planta, evitando, assim, que houvesse fertilizante excedente à absorção da planta, que poderia vir a ser carregado para os corpos d'água. A prática do plantio direto e sistema de terraceamentos existentes nas áreas agricultáveis também justificam tais resultados.

GONÇALVES (2005) monitorou a qualidade da água em uma microbacia hidrográfica agrícola com predominância de produção de fumo, com intenso uso de agroquímicos e manejo convencional do solo. As concentrações médias de nitrato, para os oitos meses de coleta nos 4 pontos monitorados, foram, respectivamente, 0,78, 0,79, 1,00 e 1,27 mg L⁻¹, valores altos quando comparados a concentração média de nitrato obtida neste estudo, 0,19 mg L⁻¹. E este valor induz mais uma vez ao bom sistema de manejo do solo na microbacia, onde predomina o sistema conservacionista, desfavorecendo a erosão hídrica. Já onde se pratica o sistema convencional, a erosão hídrica é muito maior e acaba acarretando no arraste de sedimentos e nutrientes para os cursos d'água.

Observando o comportamento do nitrito, do nitrato e do nitrogênio total ao longo do tempo de monitoramento, nota-se que para cada uma das variáveis ocorreram em algum momento picos nos valores encontrados.

Analisando a Figura 22, verifica-se que o parâmetro nitrito manteve-se de acordo com a Resolução do CONAMA 347, que indica valores abaixo de $1 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$. No entanto, percebeu-se um pico no dia 23 de maio, que pode estar atrelado à precipitação, pois choveu, consecutivamente, durante 5 dias antes desta data. Desconfia-se que a chuva possa ter formado escoamento artificial e carregado para dentro do corpo d'água excremento animal, que acaba por resultar no aumento da concentração do nitrito na água do rio.

Quanto ao nitrato (Figura 23), o pico ocorreu no dia 03 de maio, no entanto não houve precipitação nos dias anteriores, então o aumento na concentração de nitrato nesta data não foi procedente do escoamento superficial. Sabe-se que o nitrato é um composto que pode ser facilmente lixiviado no solo, levando-se em consideração que o mês de abril foi o mais chuvoso do ano, acredita-se que o íon nitrato possa ter sofrido lixiviação até atingir a água subterrânea e, dessa forma, ter alcançado a água do rio. A precipitação do mês de abril recarregou o lençol freático e fez com que a vazão do rio aumentasse, mantendo-se durante o mês seqüente.

5 CONCLUSÕES

A curva-chave da vazão apresentou resultado satisfatório, uma vez que foi possível observar uma boa correlação entre cota e a vazão. No entanto, é necessário realizar medições de vazão regulares, mesmo após a definição da curva, pois com o passar do tempo podem ocorrer modificações no leito do rio.

A curva chave de sedimento, correspondente a relação entre a descarga sólida em suspensão e a vazão, teve uma relação satisfatória, entretanto para estimar os valores diários da carga sólida ao longo do tempo é necessária uma série contínua de vazões líquidas médias diárias, dados que seriam possíveis quando instalado um medidor e registrador de nível d'água na sanga.

Contudo, pôde-se concluir que a produção de sedimento na microbacia é baixa, pois os valores encontrados são relativamente baixos, quando comparados a trabalhos semelhantes e literatura específica. Isso indica que a quantidade de sedimento arrastada para dentro dos cursos d'águas pelo escoamento superficial da microbacia é pouca.

Ao avaliar os parâmetros físico-químicos da água da sanga Mandarinha constatou-se que os mesmos apresentaram bom resultados ao longo do monitoramento, indicando que a qualidade da água, frente aos parâmetros avaliados, encontra-se dentro dos valores legais para corpos d'água classe 2, com exceção do oxigênio dissolvido, fósforo total e a cor, que, em alguns momentos, estiveram fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 2.

Com a elaboração do mapa de uso e ocupação do solo, concluiu-se que a agricultura é a atividade predominante, a área de mata ciliar encontra-se quase completa e que as áreas de reserva legal não se aproximam dos 20% exigidos por Lei.

Por fim, o estudo indicou que a qualidade da água é boa, tanto quanto a parâmetros físico-químicos, como a quantidade de sedimento presente, comprovando os benefícios de um adequado manejo do solo, com práticas como plantio direto e sistema de terraços existentes na área agricultável, o que proporciona a contenção e infiltração da água da chuva, evitando o arraste de sedimentos e nutrientes para dentro do rio. O bom resultado também corrobora

a importância da presença da mata ciliar para preservação dos recursos hídricos.

Como sugestão, indica-se a instalação de um linígrafo no local de monitoramento, para que o nível da água seja registrado continuamente, possibilitando a obtenção de resultados mais completos referentes à produção de sedimento na bacia. Aconselha-se, também, a continuação do estudo com a finalidade de proporcionar uma maior representatividade para as curvas-chaves, realizando o monitoramento hidrossedimentométrico em momentos de cheia, já que grande parte do sedimento em suspensão é transportada durante os momentos de chuva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARZUA, L. S. Licenciamento ambiental: Programa de Treinamento Novas Tendências Profissionais. Paraná: FEAPAR, 2004. p. 31.

ATTANASIO, C. M. Plano de manejo integrado de microbacias hidrográficas com uso agrícola: uma abordagem hidrológica na busca da sustentabilidade. Piracicaba, 2004. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. p. 2, 17,29, 30, 33, 36.

AVILA, V. B. Relação entre o uso e o manejo do solo em uma bacia rural e a contribuição de nitrogênio, fósforo e sedimento a corpos hídricos. Dissertação (mestrado). Universidade de Brasília – Departamento de Eng. Civil e Ambiental, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. 2005. 10-14 p.

BATTALHA, B. L. Controle da qualidade da água, para consumo humano: bases conceituais e operacionais. São Paulo: CETESB, 1998. p. 152.

BICALHO, C. C. Estudo do transporte do sedimento em suspensão na bacia do rio Descoberto. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, 2006, p.80.

BELLINASSO, T. B.; PAIVA, J. B. D. Monitoramento hidrossedimentométrico e estimativa da produção de sedimentos em eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica sub urbana de encosta. In: V ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 2002, São Paulo, Anais...Novembro, São Paulo: p. 87-102.

BRANCO, S. M. Poluição, proteção e usos múltiplos de represas. São Paulo: CETESB, 1977 p.104. Disponível em: <<http://www.meumundo.americaonline.com.br/jlvcouto/html>>, acesso em: 12 nov, 2006, 20:30:10.

BRANCO, N. Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Santa Maria. 1998, p. 55.

CAMPAGNARO, V. F.; IOST, C. Estudo sazonal limnológico da microbacia hidrográfica do Lajeado Xaxim e sua relação ao uso e ocupação do solo. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia Ambiental). Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Campus Medianeira. 2005.

CARVALHO, K. S. Monitoramento e caracterização hidrossedimentométrica de uma pequena bacia hidrográfica periurbana. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Santa Maria. 2003, p.76,104-106.

CARVALHO, N. O.; Hidrossedimentologia prática. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. p.25, 55-60.

CARVALHO, N. O; FILIZOLA JÚNIOR N. P.; SANTOS P. M. C.; LIMA J. E. F. W. Guia de práticas sedimentométricas, Brasília: ANEEL, 2000.

CARVALHO, N. O; FILIZOLA JÚNIOR N. P.; SANTOS P. M. C.; LIMA J. E. F. W. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. Brasília: ANEEL, p.27, 2000

CARVALHO, N. O. Aumento da produção de sedimento devido a variabilidade climática na alta bacia do São Francisco. In: V ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 2002, São Paulo-SP, Anais... Novembro. p. 253-262.

COIADO, E. V.; PAIVA, J. B. D; SIMÕES, S. J. C. Capítulo 21. Monitoramento da erosão e do transporte de sedimentos. Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2003. p. 587-589.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005: classifica águas doces, salobras e salinas. Brasília, 2005.

CREPALLI, M. S. Qualidade da água do rio Cascavel, PR. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade do Oeste do Paraná, Campus Cascavel, 2007.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; EDWARDS, D. R.; WEDEPOHL, R.; LEMUNYON, J. L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by

phosphorus management. Journal of Soil and Water Conservation. v. 449, n.2, p. 30-38, 1994.

DERÍSIO, J. C. Introdução ao Controle de Poluição Ambiental. São Paulo: Signus, 2000, p. 34, 35, 38.

DONÁDIO, 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. Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, jan./abr. 2005.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 1999.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 43-263.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E. RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, v. 8, n. 4, p. 239-248, 2003.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. Hidrologia. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1999.

GOLDENFUM, J. A. Capítulo 1. Pequenas bacias hidrológicas: conceitos básicos. Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2003. p.10 e11.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental, Campina Grande, PB, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

GOOGLE EARTH. Versão 4.2. Google 2007. Disponível em: <http://earth.google.com/intl/pt/index.html>. Acesso em: 24 agosto 2007.

ITAIPIU BINACIONAL. Disponível em: <<http://www.itaipu.gov.br>>. Acesso em: 02 nov, 2006.

JANSSON, M. B. Estimating a sediment rating curve of the Reventazon river at Palomo using logged mean loads with discharge classes. Journal of Hydrology. v.183, n.3-4, p. 227-241, 1996.

KLEEREKOPER, H. Introdução ao estudo da limnologia. Série Didática n° 4. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, Departamento Nacional da Produção Animal, Divisão de Caça e Pesca. 1944. p. 41-88.

LEONARDO, H. C. L. Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, Região Oeste do Estado do Paraná. Piracicaba, 2003. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. p. 5, 6, 7, 30.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Relações da hidrossedimentologia com os setores agrícolas e elétrico In: V ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 2002, São Paulo – SP. Anais...NOV. 2002. p. 63 à 69.

LIMA, J. E. F. W.; SANTOS, P. M. C.; CHAVES, A. G. M & SCILEWSKI, L. R. Diagnóstico do fluxo de sedimentos em suspensão na Bacia do Rio São Francisco. Planaltina. DF: Embrapa Cerrados; Brasília, DF: ANEEL : ANA, 2001.

MACÊDO, J. A. B. Águas e águas. Juiz de Fora-MG: Ortofarma, 2000. p. 30, 34, 48, 49, 34, 52.

MACÊDO, J. A. B. Águas & águas – métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas. Juiz de Fora-MG: JORGE MACÊDO, 2001. p. 1 e 66.

MACÊDO, J. A. B. Introdução a química ambiental: Química Meio Ambiente e Sociedade. Juiz de Fora-MG: JORGE MACÊDO, 2002. p.31 e 108.

MACHADO, R. E. Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma micro bacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. Piracicaba, 2002. Tese (Doutorado em Agronomia) –

Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. p. 4, 5.

MANSOR, M. T. C.; FILHO, J. T.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do rio Jaguari, SP. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v. 10, n.3, p. 715-723, 2006.

MERTEN, G. H. & MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável: EMATER, Porto Alegre/RS, v.3, n.4. Out/Dez. 2002. p. 35, 36, 37

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Política nacional dos recursos hídricos: Legislação. Brasília, 2001.

MOREIRA, L. F. F.; RIGUETO, A. M.; MEDEIROS, V. M. Mecanismos de geração do escoamento e da produção de sedimentos na bacia experimental do Ibesa-RN. In: anais VI Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2004, Vitória – ES, Novembro, 2002. p. 310 a 321.

MOSCA, A. A. O. Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba-SP, 2003, p.19 e 20.

MOTA, S. Preservação e conservação de recursos hídricos. Rio de Janeiro: ABES, 1995. p. 7, 39, 40, 43, 107, 108.

ODUM, E. P. Ecologia. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. p. 38-40.

PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. Manual técnico do subprograma de manejo e conservação do solo. Curitiba, 1994. p. 372.

PARANHOS, R. M.; PAIVA, J. B. D. Hydro sedimental monitoring in a small watershed: instrumentation and result. In: Simpósio SI ocorrido durante o VII Congresso Científico da IAHS (International Association Hydrological Scienses). Anais... Foz do Iguaçu – PR. 2005.

PARCHEN, C. A. P & BRAGAGNOLO, N. Erosão e conservação de solos no

Paraná. Curitiba: Emater., 1991. p 16.

PELCZAR, J. et al. Microbiologia: Conceitos e Aplicações. 2 ed. Vol.II. São Paulo: Makron Books, 1996. p. 337, 352.

PICOUET, C.; HINGRAY, B.; OLIVRY, J. C. "Empirical and conceptual modeling of the suspend sediment dynamics and a large tropical African river: the Upper Niger river basin." Journal of Hydrology, v. 250, n. 1-4, p.19-39, 2001.

PORTO, L. L. R.; SILVA, M. R.; ZAHED, F. K. Medição de vazão e curva-chave. (Apostila Hidrologia Aplicada). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Eng. Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2003. 45p.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. R. de; PRIMAVESI, A.C.; OLIVEIRA, H. T. de. Water quality of Canchim's creek watershed in São Paulo, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. Brazilian Archives of Biology and Technology, Curitiba, v.45, n.2, p.209-17, 2002.

RIDENTE, J. L. J. Prevenção e controle da erosão em áreas urbanas. In: anais V Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2002, São Paulo – SP Novembro, 2002. p. 9 a 16.

RODRIGUES, J. B. Apostila química instrumental. Medianeira: CEFET - PR, 2003/2004. p. 35, 68.

SCHROEDER, M. Cobertura florestal do Rio Grande do Sul. In: I Seminário Sobre a Situação Florestal do Rio Grande do Sul. Anais... Porto Alegre: Secretaria da Agricultura e Agropecuária do Estado do Rio Grande do Sul, 1996.

SETTI, et al. Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), 2001. p. 42, 43.

SIMÕES, S. J. C. & COIADO, E. M. Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas. Porto Alegre: ABRH, 2003. Cap. 10, p. 283 à 292.

SPERLING, E. V. Morfologia de lagos e represas. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1999. p. 3, 103.

SPERLING, E. V. Monitoramento simplificado de mananciais superficiais. 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES – Trabalhos Técnicos. São Paulo, 2004. p. 1.

SPERLING, M. V. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental: UFMG, 1996. p. 15-141.

SUN, H.; CORNISH, P. S.; DANIELL, T. M. Turbidity – based erosion estimation in a catchment in south Australia. Journal of Hydrology. v. 253, n. 1-4, p. 227 – 238, 2001.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. 2ª ed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 2007, p. 40.

TUNDISI, J. G. Limnologia e Manejo de Represas. Vol. I. São Paulo: EESC-USP/ CRHEA/ ACIESP, 1988.

WIKIPÉDIA - A enciclopédia livre. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Cascavel_%28Paran%C3%A1%29>. Acesso em: 11 dezembro 2007