

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**

**QUALIDADE DA ÁGUA E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS EM TRECHOS DA  
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAPÓ REPRESENTADOS PELO  
RIBEIRÃO MARINGÁ**

Autora: Roselene Maria Schneider

Mestre em Engenharia Química, UEM, 2006

Orientadora: Profa. Dra. Célia Regina Granhen Tavares (DEQ/UEM)

Co-orientadora: Profa. Dra. Eneida Sala Cossich (DEQ/UEM)

Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Fernando Soares (DEC/UEM)

Tese de Doutorado submetida à  
Universidade Estadual de Maringá, para a  
obtenção do Grau de Doutor em Engenharia  
Química, área de Desenvolvimento de  
Processos.

Maringá-PR-Brasil

Novembro de 2009

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

S359q Schneider, Roselene Maria  
Qualidade da água e deposição de sedimentos em trechos da bacia hidrográfica do rio Pirapó representados pelo ribeirão Maringá. / Roselene Maria Schneider. -- Maringá, 2009.  
xvii, 136 f. : il. color., figs., tabs., mapas

Orientador : Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Célia Regina Granhen Tavares.  
Co-orientadora : Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eneida Sala Cossich  
Co-orientador : Prof. Dr. Paulo Fernando Soares

Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2009.

1. Água - Qualidade - Parâmetros físico-químicos e biológicos. 2. Água - Transporte de sedimentos. 3. Erosão marginal - Bacia do ribeirão Maringá. 4. Bacia hidrográfica. 5. Recursos hídricos. 6. Contaminação - Médio rio Pirapó. I. Tavares, Célia Regina Granhen, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

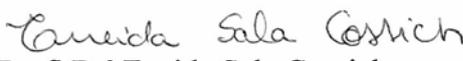
CDD 21.ed. 628.112098162

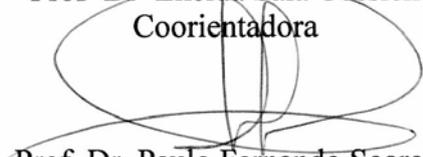
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

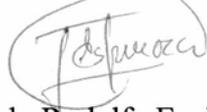
Esta é a versão final da Tese de Doutorado apresentada por Roselene Maria Schneider perante a Comissão Julgadora do Curso de Doutorado em Engenharia Química em 13 de novembro de 2009.

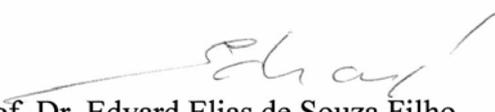
COMISSÃO JULGADORA

  
Profª Drª Célia Regina Granhen Tavares  
Orientadora

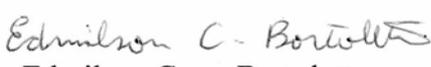
  
Profª Drª Eneida Sala Cossich  
Coorientadora

  
Prof. Dr. Paulo Fernando Soares  
Coorientador

  
Prof. Dr. Fernando Rodolfo Espinoza Quiñones  
Membro

  
Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho  
Membro

  
Prof. Dr. Sandro Rogério Lautenschlager  
Membro

  
Dr. Edmilson Cesar Bortoletto  
Membro

*Aos orientadores, os quais alimentaram meus conhecimentos em detrimento do próprio tempo.*

*Às amigas leais de casa.*

*Aos meus irmãos, irmãs, pai, cunhadas, cunhados, sobrinhos, sobrinhas pela alegria de me verem ter mais uma conquista.*

*Ao Jode pelo amor dedicado a mim.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus em quem acredito e tenho muita fé.

À professora Célia pela ajuda, sugestões, críticas e, principalmente, pela dose de paciência, que muito contribuíram para a conclusão desta tese.

Aos professores co-orientadores, Eneida e Paulo Fernando, pela ajuda nos momentos de dúvidas.

Além disso, agradeço a vocês professores-orientadores a amizade e o carinho que compartilharam comigo neste período.

Às minhas amigas-irmãs de casa, Araceli, Daiane e Indianara, pelos “altos papos”, momentos de descontração, ajudas, pequenos “enrosocos”, mas sobretudo pela grande amizade e carinho recíprocos.

Aos amigos-funcionários do DEQ Elenice, Luizinho, Donizete e Fernando, que muito ajudaram no desenvolvimento do trabalho.

Aos amigos de risadas e trabalho sério no laboratório: “Francieles”, Mila, Milene, Bia, Renata, Flávia, Fabiane, Thiago, Osvaldo, Grazi...

Às amigas Leila, Maria Cristina, Raquel e Lucila, com as quais compartilhei muitos experimentos errados e outros tantos certos, além de trocas de informações valiosíssimas.

Aos eternos amigos “descobridores” da bacia do ribeirão Maringá, Fabrício e Willians, os quais trabalharam de sol a sol e no ar condicionado também. Amigos que muito riram de mim, mas que deles também ri “pra mais de metro”.

Ao Bruno, que esclareceu muitas dúvidas e, juntos, colocamos muitos pinos nas margens dos canais...além de fazer as medidas desses pinos depois...medidas de vazão...e, claro, amizade e “altas” conversas na hora de escrever artigos.

À amiga Rosane, que com paciência me agüentou e muito me ajudou nas coletas e no laboratório.

À Cássia, que com seu jeito meigo e tranqüilo ajudou nas coletas e experimentos.

Ao meu namorado, Joldemar, pelo apoio, carinho, compreensão, ajuda e por sempre “emprestar-me” sua família aos fins de semana.

Ao Departamento de Engenharia Química pelo espaço físico e funcionários que de alguma maneira contribuíram para a conclusão desta tese.

Ao CNPq/CTHIDRO pelo apoio financeiro.

*“Estudar as manifestações da natureza é trabalho que agrada a Deus. É o mesmo que rezar, que orar. Procurando conhecer as leis naturais, glorificando o primeiro inventor, o artista do Universo, se aprende a amá-lo, pois que um grande amor a Deus nasce de grande saber.”*

Leonardo da Vinci

**QUALIDADE DA ÁGUA E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTOS EM TRECHOS DA  
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIRAPÓ REPRESENTADOS PELO  
RIBEIRÃO MARINGÁ**

**AUTORA: ROSELENE MARIA SCHNEIDER**

**ORIENTADORES: CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES**

**ENEIDA SALA COSSICH**

**PAULO FERNANDO SOARES**

Tese de doutorado; Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química;

Universidade Estadual de Maringá; Av. Colombo, 5790, Bl. E-46; CEP: 87020-900 – Maringá-PR, Brasil, defendida em 13 de novembro de 2009. 136 p.

**RESUMO**

A presente tese teve por objetivo desenvolver e aplicar metodologias de avaliação e de monitoramento dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica do rio Pirapó, a partir de diagnósticos ambientais, como forma de subsidiar ações de planejamento e gestão da bacia do rio Pirapó.

O diagnóstico ambiental foi realizado por meio de monitoramento da qualidade da água, do transporte de sedimentos e pela avaliação da erosão nas margens do canal do ribeirão Maringá.

Os resultados do monitoramento da qualidade da água mostram que os ambientes lóticos da bacia do Alto rio Pirapó encontram-se poluídos. Ainda foi observado que os efeitos antrópicos gerados pela presença urbana são os mais significativos em termos da redução da qualidade da água, destacando-se os esgotos.

O transporte de sedimentos apresentou variações em relação à vazão, apresentando um comportamento de aumento de transporte em relação ao aumento da vazão, indicando que a geração de sedimentos está relacionada às chuvas que ocorrem na bacia. Além disso, o estudo demonstrou que o aporte de sedimentos da bacia do ribeirão Maringá, em vazões médias e baixas, apresenta-se, comparativamente com outros cursos, baixo.

O estudo da erosão das margens demonstrou que as perdas são significativas e apresentam ligação com as altas vazões geradas, uma vez que, quando da ocorrência destas, perdas significativas de massa foram observadas.

**WATER QUALITY AND SEDIMENT DEPOSITION IN PARTS OF PIRAPÓ  
RIVER BASIN REPRESENTED BY MARINGÁ STREAM WATERSHED**

**AUTHOR: ROSELENE MARIA SCHNEIDER**

**SUPERVISORS: CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES**

**ENEIDA SALA COSSICH**

**PAULO FERNANDO SOARES**

Doctorate Thesis; Chemical Engineering Graduate Program; State University of Maringá; Av. Colombo, 5790, BL E46-09; CEP: 87020-900 – Maringá – PR, Brazil, presented on 13<sup>rd</sup> November 2009. 136 p.

**ABSTRACT**

This thesis aimed to develop and apply methodologies for assessing and monitoring some processes that occur in the Pirapó river basin, using environmental diagnostics as a way of supporting actions to planning and management of Pirapó river basin.

Monitoring water quality, sediment transport and bank erosion were used for the environmental assessment of the Maringá stream.

The results of water quality monitoring show that the water ambient for the Pirapó river is polluted. It was also observed that the effects generated by man-made urban presence are the most significant in terms of reducing water quality, especially the sewers.

The sediment transport varied in relation to the flow, giving an increase performance of transport with increased flow, indicating that the generation of sediment is related to the rains that occur in the basin.

In addition, the study showed that the amount of sediment transport at Maringá watershed is low in medium and low flows in comparison with other watercourses.

The study of bank erosion showed that the losses are significant and have connection with the high flow generated, since, upon the occurrence of these, significant loss of mass were observed.

## ÍNDICE

<b>CAPÍTULO I .....</b>	<b>1</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>5</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>5</b>
2.1 Recursos hídricos .....	5
2.2 Hidrologia.....	8
2.2.1 Ciclo hidrológico .....	8
2.2.2 Bacia hidrográfica .....	9
2.3 Uso e ocupação do solo .....	10
2.4 Qualidade da água .....	11
2.4.1 Parâmetros de qualidade.....	13
2.4.2 Índice de Qualidade da Água, IQA.....	15
2.5 Erosão.....	20
2.6 Transporte de Sedimentos .....	23
2.6.1 Sedimentos e qualidade ambiental.....	30
<b>CAPÍTULO III .....</b>	<b>37</b>
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>37</b>
3.1 Caracterização físico-química e biológica das águas.....	37
3.2 Coleta de sedimentos para determinação dos metais .....	38
3.3 Determinação dos parâmetros de qualidade da água .....	38
3.4 IQA.....	38
3.5 Coeficiente de correlação de Spearman.....	38
3.6 Avaliação do transporte fluvial.....	41
3.6.1 Locais de coleta .....	41
3.6.2 Carga suspensa .....	42
3.6.3 Carga de fundo .....	47
3.7 Avaliação da erosão marginal no canal do ribeirão Maringá.....	48
<b>CAPÍTULO IV.....</b>	<b>51</b>
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>51</b>
4.1 Qualidade da água .....	51
4.1.1 Parâmetros físico-químicos e biológicos.....	51
4.2 Transporte dos sedimentos .....	79
4.3 Distribuição granulométrica .....	94
4.4 Determinação da erosão das margens.....	96
<b>CAPÍTULO V .....</b>	<b>106</b>

<b>5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES .....</b>	<b>106</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>117</b>
<b>APÊNDICE I.....</b>	<b>117</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>127</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura I. 1 - Bacia hidrográfica do rio Pirapó (Fonte: SUDERHSA, 2007).....	1
Figura II. 1 - Relação entre demanda e disponibilidade hídrica no Brasil e no rio Pirapó (detalhe na Figura) (Fonte: ANA, 2009) .....	7
Figura II. 2- Índice de qualidade da água em alguns rios brasileiros e para o rio Pirapó (detalhe na Figura) (Fonte: ANA, 2009) .....	8
Figura II. 3 – Esquema básico de uma bacia hidrográfica (Fonte: TUCCI, 1997).....	9
Figura II. 4 – Concentração (C) em função da vazão (Q) (CHAPMAN, 1996).....	14
Figura II. 5 - Curvas de valoração da condição de cada parâmetro do IQA-NSF.....	17
Figura II. 6 – Resposta da vazão à eventos de precipitação (Fonte: Adaptado de DIEDRICHS E ANDRADE FILHO, 2007).....	21
Figura II. 7 – Distribuições verticais das partículas que podem ser encontradas num curso d’água (SANTOS <i>et al.</i> , 2001) .....	25
Figura II. 8 – Ordenamento dos canais da bacia do ribeirão Maringá (Fonte: BORSATO E MARTONI, 2004) .....	32
Figura II. 9 – Crescimento populacional apresentado pela cidade de Maringá (Fonte: CASSARO E CARREIRA, 2001).....	33
Figura II. 10 – Município de Maringá (Fonte: PMM, 2009).....	34
Figura II. 11 – Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá (Fonte: MELLO, 2009; imagem Nov/2008) .....	35
Figura III. 1– Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá .....	37
Figura III. 2 – Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá e pontos de amostragem de sedimentos .....	42
Figura III. 3 – Influência das áreas para cada vertical (adaptado de SANTOS <i>et al.</i> , 2001) .....	43
Figura III. 4 – Amostrador USDH-48 .....	44
Figura III. 5 – Amostrador original Helley-Smith.....	47
Figura III. 6 – Amostrador utilizado para coleta de material do fundo dos canais, adaptado do amostrador Helley-Smith.....	47
Figura III. 7 – Locais de monitoramento de erosão das margens.....	48

Figura III. 8 – Disposição dos pinos nas margens do canal do ribeirão Maringá .....	49
Figura IV. 1 – Índices de qualidade da água para os trechos representados pelos pontos 1 e 2 .....	60
Figura IV. 2 – Índices de qualidade da água para os trechos representados pelos pontos 3 e 5 .....	63
Figura IV. 3– Índices de qualidade da água para os trechos representados pelos pontos 4 e 6 .....	64
Figura IV. 4 – Comparação entre a qualidade dos trechos representados pelos pontos 4 e 5 .....	65
Figura IV. 5 – Variação da concentração de metais Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr e Cu para os trechos representados pelos pontos 1 e 2.....	66
Figura IV. 6 – Variação da concentração de metais Fe, Mn, Na, Ni, Pb e Zn para os trechos representados pelos pontos 1 e 2.....	67
Figura IV. 7 – Variação da concentração de metais Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr e Cu para os trechos representados pelos pontos 3 e 5.....	68
Figura IV. 8 – Variação da concentração de metais Fe, Mn, Na, Ni, Pb e Zn para os trechos representados pelos pontos 3 e 5 .....	69
Figura IV. 9 – Variação da concentração de metais Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr e Cu para os trechos representados pelos pontos 4 e 6.....	70
Figura IV. 10 – Variação da concentração de metais Fe, Mn, Na, Ni, Pb e Zn para os trechos representados pelos pontos 4 e 6.....	71
Figura IV. 11 – Coleta do sedimento para análise de metais .....	74
Figura IV. 12 – Materiais coletados do leito dos ambientes lóticos, após processo de secagem .....	75
Figura IV. 13 – Marca de lixo indicando a altura da água durante evento pluviométrico ..	80
Figura IV. 14 - Locais de medidas de vazão e determinação do transporte de sedimentos	81
Figura IV. 15 – Lixo e material sólido arrastado nas altas vazões .....	84
Figura IV. 16 - Variação da descarga sólida com a vazão líquida para o ribeirão Maringá	84
Figura IV. 17 – Produção específica de sedimentos nos pontos da bacia do ribeirão Maringá.....	87
Figura IV. 18 – Relação entre o transporte dos sólidos do resíduo de evaporação da água e vazão.....	90
Figura IV. 19 – Descarga sólida do fundo do rio com a vazão .....	91

Figura IV. 20 – Relação entre turbidez e sólidos suspensos (coeficientes de correlação, $r^2$ para o ponto RM1 = 0,9157 e para o ponto RM2 = 0,9676) .....	92
Figura IV. 21 – Distribuição granulométrica do material de fundo – RM1 .....	95
Figura IV. 22 – Distribuição granulométrica do material de fundo – RM2 .....	95

## LISTA DE TABELAS

Tabela II. 1 - Pesos dos parâmetros para o índice de qualidade definidos pela NSF .....	16
Tabela II. 2 - Descrições Numéricas do NSF .....	18
Tabela II. 3 - Comparação dos resultados encontrados para as bacias localizadas dentro ou parcialmente dentro do estado do Paraná (Fonte: LOPES <i>et al.</i> , 2005). .....	30
Tabela III. 1 – Quantidade de amostra a ser coletada em função da concentração de sedimentos (CARVALHO, 1994) .....	45
Tabela IV. 1– Valores obtidos para os parâmetros estudados para os córregos Mandacaru e Romeira .....	52
Tabela IV. 2 – Valores obtidos para os parâmetros estudados para o ribeirão Maringá ....	52
Tabela IV. 3 – Valores obtidos para os parâmetros estudados para o rio Pirapó .....	53
Tabela IV. 4 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 1 .....	57
Tabela IV. 5 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 2 .....	57
Tabela IV. 6 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 3 .....	58
Tabela IV. 7 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 4 .....	58
Tabela IV. 8 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 5 .....	59
Tabela IV. 9 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 6 .....	59
Tabela IV. 10 – Valores máximos (Ma), mínimos (Mi), médios (M) e coeficiente de variação (CV) de metais para os pontos 1 e 2 .....	72
Tabela IV. 11 – Valores máximos (Ma), mínimos (Mi), médios (M) e coeficiente de variação (CV) de metais para os pontos 3 e 5 .....	73
Tabela IV. 12 – Valores máximos (Ma), mínimos (Mi), médios (M) e coeficiente de variação (CV) de metais para os pontos 4 e 6 .....	73
Tabela IV. 13 – Concentração média de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 1 (mg kg <sup>-1</sup> )	75
Tabela IV. 14 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 2 (mg kg <sup>-1</sup> ) .....	75
Tabela IV. 15 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 3 (mg kg <sup>-1</sup> ) .....	75
Tabela IV. 16 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 4 (mg kg <sup>-1</sup> ) .....	76
Tabela IV. 17 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 5 (mg kg <sup>-1</sup> ) .....	76
Tabela IV. 18 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 6 (mg kg <sup>-1</sup> ) .....	76
Tabela IV. 19 – Valores de referência para metais em sedimentos e em solos, em mg kg <sup>-1</sup> .....	77

Tabela IV. 20 - Dados obtidos para o ribeirão Maringá - RM1 - ponto a montante do canal .....	81
Tabela IV. 21 - Dados obtidos para o ribeirão Maringá – RM2 - ponto a montante.....	82
Tabela IV. 22 – Produção específica de sedimentos ( $P_{ss}$ ) .....	86
Tabela IV. 23 – Valores da descarga sólida em função da turbidez para o ponto RM1 .....	93
Tabela IV. 24 – Valores da descarga sólida em função da turbidez para o ponto RM2 .....	93
Tabela IV. 25 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 10 (Pinos colocados dia 31/07/2008).....	96
Tabela IV. 26 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 11 (Pinos colocados dia 03/09/2008).....	97
Tabela IV. 27 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 12 (Pinos colocados dia 03/09/2008).....	98
Tabela IV. 28 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 13 (Pinos colocados dia 03/09/2008).....	99
Tabela IV. 29 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 14 (Pinos colocados em 22/09/2008).....	100
Tabela IV. 30 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 10.....	101
Tabela IV. 31 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 11.....	103
Tabela IV. 32 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 12.....	103
Tabela IV. 33 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 13.....	104
Tabela IV. 34 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 14.....	104

## NOMENCLATURA

a	Constante de ajuste da curva de sedimentos
A	Área de drenagem da bacia (km <sup>2</sup> )
A <sub>i</sub>	Área transversal na seção i (m <sup>2</sup> )
b	Constante de ajuste da curva de sedimentos
CR	Coefficiente de remoção de sedimento (%)
C <sub>ss</sub>	Concentração de sedimento em suspensão (mg L <sup>-1</sup> )
C <sub>ssev</sub>	Concentração de sólidos da amostra líquida determinada por evaporação (mg L <sup>-1</sup> )
D <sub>s</sub>	Deflúvio sólido anual (ton ano <sup>-1</sup> )
Ea	Erosão mensal acumulada (cm)
FT	Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )
h <sub>liq</sub>	Degradação líquida (mm ano <sup>-1</sup> )
k	Constante de transformação de unidades
Mgd	Magnitude diária da erosão da margem (cm)
Mgm	Magnitude mensal da erosão da margem (cm)
n	Número de verticais
Nd	Número de dias entre as mensurações
Nm	Número de meses de monitoramento
p	Profundidade da vertical de amostragem (m)
Pe	Comprimento do pino exposto pela erosão (cm)
Pem	Pino exposto mensalmente (cm)
Pi	Comprimento inicial do pino (cm)
P <sub>s</sub>	Produção sólida total (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
P <sub>ss</sub>	Produção específica de sedimentos (ton km <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup> )
q	vazão específica de água (L s <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup> )
qi	Qualidade do parâmetro i obtido por meio da curva média específica de qualidade
Q	Descarga líquida ou vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )
Q <sub>i</sub>	Descarga de sólidos transportada pelo leito do canal (kg h <sup>-1</sup> )
Q <sub>ss</sub>	Descarga ou fluxo de sedimentos em suspensão (ton dia <sup>-1</sup> )
Q <sub>sse</sub>	Descarga ou fluxo de sedimentos específico em suspensão (ton ano <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup> )

$Q_{ssev}$	Descarga da amostra líquida determinada por evaporação ( $\text{kg h}^{-1}$ )
$Q_{total}$	Vazão líquida total na seção de medida ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )
$w_i$	Peso atribuído ao parâmetro de qualidade
$t_{min}$	Tempo mínimo para a coleta da amostra (s)
$V_{0,2}$	Velocidade da água à 20 % da profundidade ( $\text{m s}^{-1}$ )
$V_{0,6}$	Velocidade da água à 60 % da profundidade ( $\text{m s}^{-1}$ )
$V_{0,8}$	Velocidade da água à 80 % da profundidade ( $\text{m s}^{-1}$ )
$V_f$	Velocidade próxima ao fundo do canal ( $\text{m s}^{-1}$ )
$v_i$	Velocidade média na seção i ( $\text{m s}^{-1}$ )
$V_m$	Velocidade média ( $\text{m s}^{-1}$ )
$V_s$	Velocidade próxima à superfície da água ( $\text{m s}^{-1}$ )
$v_t$	Velocidade de trânsito do amostrador ( $\text{m s}^{-1}$ )
$\gamma_{ap}$	Peso específico do sedimento ( $\text{ton m}^3$ )



O rio Pirapó, como grande parte dos rios brasileiros, vem sofrendo com a ação antrópica, seja pela presença de regiões urbanas e industrializadas, seja pelas atividades agrícolas.

A situação da bacia de captação do rio Pirapó, de acordo com CASSARO E CARREIRA (2001), era de degradação. A atestação dessa situação foi dada pelo fato de terem sido identificadas fontes de lançamentos de efluentes líquidos de diversas características físico-químicas e biológicas nas águas do canal. As fontes de contaminação identificadas eram de carga orgânica, provinda de frigorífico, detergentes de diversas indústrias, águas pluviais contaminadas com efluentes industriais. Além disso, a falta de proteção marginal contribuía com o processo de assoreamento do canal.

ALVES *et al.*, (2008) cita que as fontes de esgoto, a erosão e arraste do solo para o canal participam de forma significativa do processo de redução da qualidade da água do rio Pirapó.

Apesar de sua nascente estar localizada em área urbana, o rio Pirapó, em seu curso, não recebe influência direta de regiões urbanas, entretanto recebe água de muitos cursos de água cujas nascentes apresentam-se inseridas nos centros urbanos.

Dentre esses canais encontra-se o ribeirão Maringá, afluente da margem esquerda do rio Pirapó, que recebe águas de muitos córregos, sendo os mais importantes os córregos Romeira e Mandacaru. Sua bacia está localizada na região norte do município de Maringá e parte de suas nascentes encontram-se dentro do perímetro urbano, sendo o restante da área de drenagem no domínio rural. O ribeirão Maringá apresenta extensão de aproximadamente 19 km e sua bacia drena uma área de 93,03 km<sup>2</sup>, com cotas altimétricas que variam de 600 m, em sua região de montante, a 375 m, em sua região de jusante (BORSATO E MARTONI, 2004).

O ribeirão Maringá situa-se em área de relevo escalonado, em que as baixas declividades são amplamente dominantes, e os solos são espessos e permeáveis. O uso agrícola da bacia é intenso e dominado por culturas sazonais que ocupam áreas terraceadas e com curvas de nível para a minimização de perdas de solo.

A sub-bacia do córrego Mandacaru drena uma área de 15,8 km<sup>2</sup>, situada em sua maior parte no meio urbano. O córrego tem a direção noroeste-sudeste e possui várias nascentes. A sub-bacia do córrego Romeira drena uma área de 8,41 km<sup>2</sup> pela margem esquerda do ribeirão Maringá e toda sua área fica localizada no meio rural.

Os estudos efetuados em alguns canais fluviais da bacia do ribeirão Maringá demonstraram que a descarga fluvial possui resposta rápida às chuvas, e que os períodos de

aumento de vazão são acompanhados por um intenso aumento da carga sedimentar. As águas do ribeirão apresentam elevadas concentrações de ferro, manganês, amônia, nitrogênio, e coliformes fecais, o que as torna impróprias para a os usos de contato primário, dessedentação, irrigação etc., sem o tratamento adequado (OLIVEIRA, 2004).

O alto rio Pirapó também possui um quadro semelhante, e suas cheias frequentemente inundam a estação de captação de água da cidade de Maringá, e a carga sedimentar levada para dentro de seus tanques exige muitas vezes sua paralisação.

O ponto de captação de água da cidade de Maringá no rio Pirapó localiza-se a 55 km de sua nascente, indicando que a área de drenagem é significativa e que há riscos potenciais de contaminação do manancial.

No caso do afluente do rio Pirapó mencionado, o ribeirão Maringá, a resposta rápida à precipitação pode ser explicada pela geomorfologia da região e pelo fato da área de cabeceiras apresentar bacias de pequeno porte, além de possuir cabeceiras em área urbana. Contudo, há dúvidas com relação à origem da carga sedimentar nesses períodos, a qual pode ser originária da erosão marginal ou da perda de solo nas vertentes. Em ambas as situações há configuração de um sério problema, porque a erosão marginal intensa pode resultar na degradação do canal, e a perda de solo nas vertentes indicaria ineficiência das medidas adotadas para a contenção desse processo, assim como a possibilidade de carreamento de insumos agrícolas para a rede de drenagem.

O problema que está apresentado para o ribeirão Maringá é a definição de quais são as fontes dos sedimentos, qual a intensidade da erosão marginal, qual é o transporte sedimentar e qual sua influência sobre as características físicas, químicas e biológicas das águas.

Tais questões devem ser conhecidas, para que possam ser tomadas medidas eficientes para a eliminação ou pelo menos mitigação do problema.

Dessa forma, considerando o anteriormente exposto, o presente trabalho teve por objetivo apresentar uma nova abordagem e aplicar metodologias de avaliação e de monitoramento dos processos de variação da qualidade da água, do transporte de sedimentos e de erosão das margens dos canais que ocorrem na bacia do ribeirão Maringá, a partir de diagnósticos ambientais, como forma de subsidiar ações de planejamento e gestão na bacia do rio Pirapó.

Como objetivos específicos relacionam-se:

1 - Caracterização físico-química e biológica das águas do rio Pirapó e das águas dos canais da bacia do ribeirão Maringá;

2 - Avaliação do transporte fluvial na bacia do ribeirão Maringá;

3 - Avaliação da erosão marginal no canal do ribeirão Maringá e dos Córregos Romeira e Mandacaru.

## CAPÍTULO II

---

---

### 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 2.1 Recursos hídricos

A água, um dos elementos mais importantes do meio ambiente, é essencial ao ciclo hidrológico e primordial para a manutenção da vida. Possui características físico-químicas e biológicas que variam de acordo com a sua origem, localização, utilização, além de outros fatores. A utilização econômica desse elemento fez com que a água passasse a ser reconhecida como um recurso hídrico.

Dessa forma, os recursos hídricos são compreendidos como fontes de valor econômico essencial para a sobrevivência e desenvolvimento dos seres vivos. Eles são abundantes na natureza e, por isso, durante muitos anos se pensou que a falta de água doce era impossível. Isso causou certa despreocupação com a preservação desse recurso e as sociedades modernas continuaram a se desenvolver formando grandes centros urbanos a qualquer custo, deixando de lado a preocupação com a possível contaminação do meio ambiente (KOBİYAMA *et al.*, 2008).

De acordo com o uso que se faz do recurso hídrico e dos demais elementos naturais que estão ligados a esse, podem-se produzir conseqüências indesejáveis ao ser humano e ao restante do ambiente. A poluição ou a contaminação destes recursos por despejos de resíduos industriais, de esgoto, solo provindo das vertentes, entre outros, traz prejuízos para a saúde, prejudica a fauna e a flora, as atividades econômicas e de lazer, entre outras.

Um dos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei 9433 do ano de 1997, é o de assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos.

Em termos de quantidade, não é possível estabelecer onde, quanto e quando a precipitação pode ocorrer, porém, é possível definir quanto das águas doces disponíveis podem ser utilizadas para as atividades humanas, garantindo que haja um mínimo disponível para a manutenção da vida das comunidades aquáticas. Entretanto, não basta haver um mínimo disponível no ambiente e de utilização para as atividades humanas sem que haja também qualidade para tanto.

Numa tentativa de assegurar a qualidade para as águas superficiais brasileiras, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu parâmetros de qualidade

que devem ser seguidos de acordo com os usos preponderantes das águas. A Resolução vigente do CONAMA é a de número 357, do ano de 2005. Nesta Resolução, as águas doces são classificadas em diferentes classes, desde as águas mais nobres, as de Classe Especial, até as águas menos nobres, as de Classe 4. Dentro de cada uma das classes, limites para os parâmetros de qualidade são definidos. Desta forma, assegura-se que, se a água apresenta classificação para certo uso, sua qualidade realmente apresenta-se nos padrões para o uso ao qual se destina.

Em termos mundiais, tem-se que as águas doces de superfícies utilizadas para o abastecimento humano estão, muitas vezes, longe dos centros populosos e, atualmente, a sua escassez em vários países tem chamado a atenção dos governantes, pois, a falta de água já atinge milhões de pessoas, o que desacelera e limita o desenvolvimento social e econômico dos países. Isso acontece, principalmente, pelo aumento crescente da população mundial que, conseqüentemente, ocasiona um excessivo consumo dos recursos hídricos, sem permitir que as devidas reposições naturais tenham tempo para acontecer (KOBAYAMA, 2009).

Mesmo no Brasil, um país com quantidades significativas de águas doces, tem-se que a distribuição em termos de espaço é variada, tendo a região Norte uma maior disponibilidade de águas superficiais. A Figura II.1 apresenta a relação entre a demanda e a disponibilidade hídrica no Brasil.

Algumas regiões, principalmente regiões metropolitanas, podem até apresentar boa disponibilidade hídrica, entretanto, apresentam grande demanda de água. Se a demanda apresenta-se significativa, a geração de efluentes também o será e, estes podem acabar por contaminar os recursos de água doce disponíveis.

Por meio da Figura II.1 é possível perceber que o rio Pirapó (inserido na elipse que aparece na Figura) não se apresenta numa situação boa em relação à demanda e disponibilidade. A parte montante do rio parece apresentar uma situação excelente ou confortável, entretanto, a parte média a baixa, inclusive na região de Maringá, parece estar numa situação preocupante ou crítica.

Também é preocupante a elevada contaminação dos corpos hídricos, que recebem altas cargas de esgotos urbanos, efluentes industriais, resíduos sólidos e agrotóxicos (MALINOWSKI *et al.*, 2007), que somados às baixas vazões, diminuem a capacidade de recuperação e impedem o estabelecimento do equilíbrio natural.

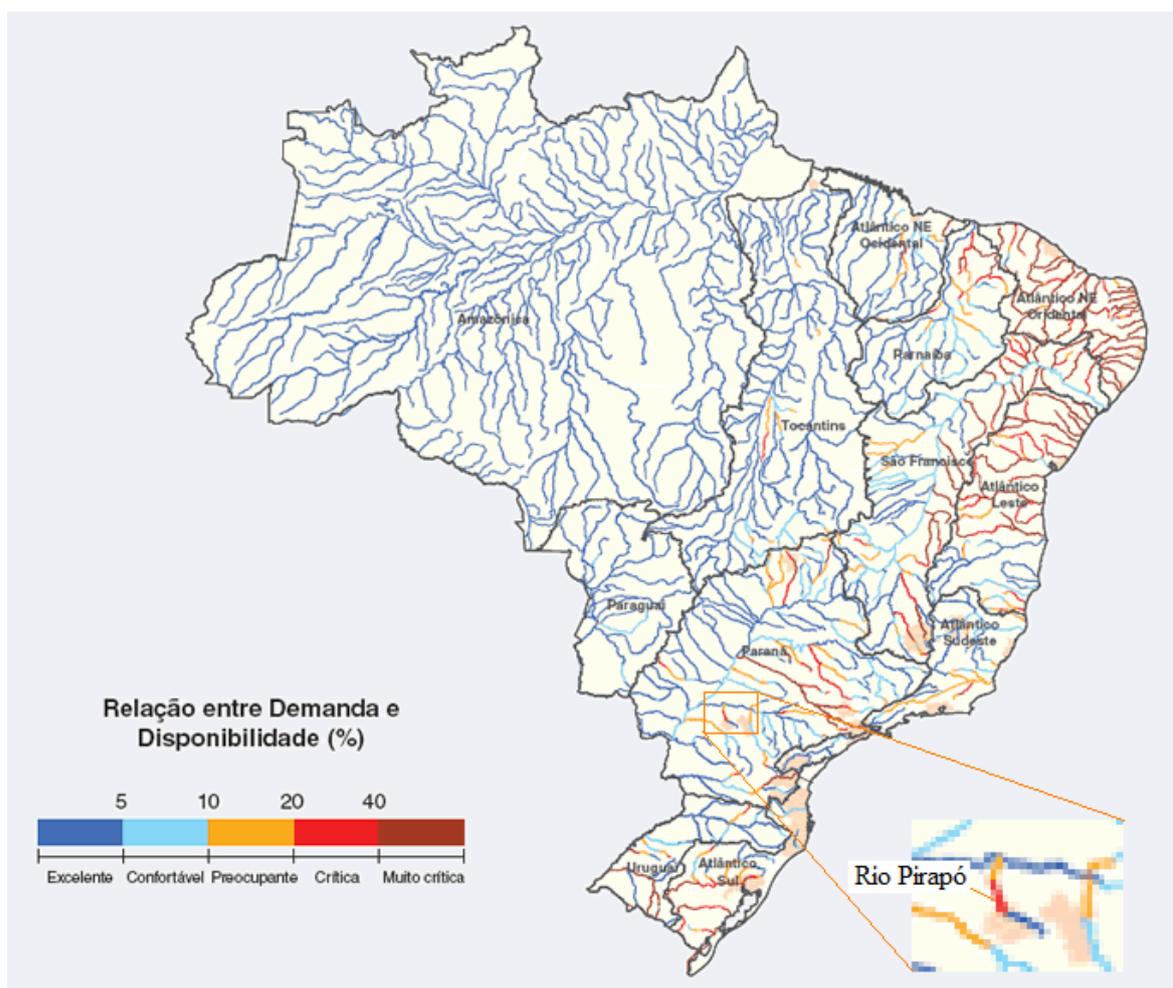


Figura II. 1 - Relação entre demanda e disponibilidade hídrica no Brasil e no rio Pirapó (detalhe na Figura) (Fonte: ANA, 2009)

A Figura II.2 apresenta dados em relação ao índice de qualidade da água para alguns rios brasileiros.

Se em termos de disponibilidade *versus* demanda o rio Pirapó apresenta-se num estado de estresse, em termos de qualidade da água parece que o ambiente lótico apresenta-se, de acordo com os resultados apresentados na Figura II.2, numa condição de boa qualidade, ao longo de seu curso.

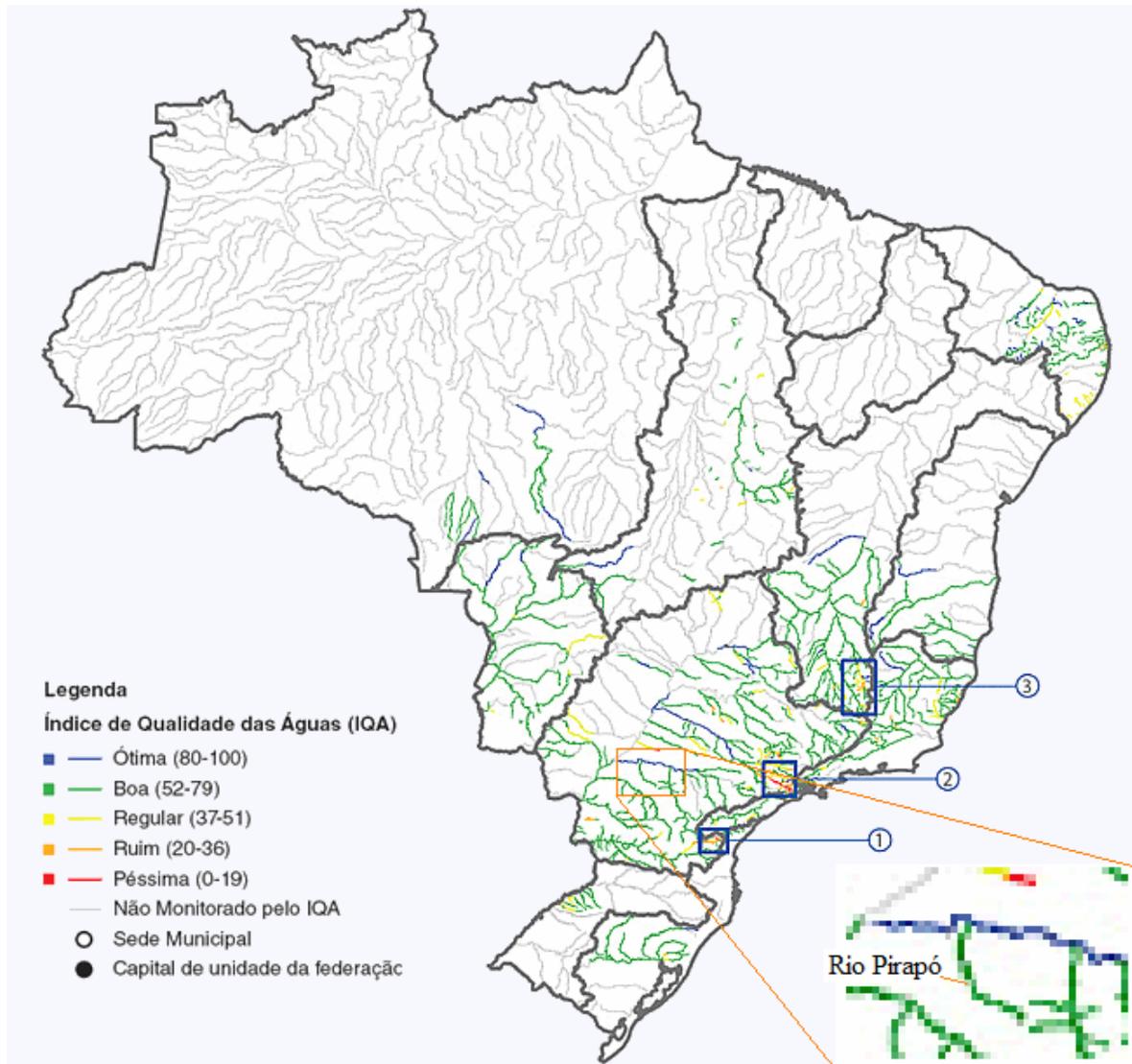


Figura II. 2- Índice de qualidade da água em alguns rios brasileiros e para o rio Pirapó (detalhe na Figura) (Fonte: ANA, 2009)

## 2.2 Hidrologia

A hidrologia é uma ciência que trata de todos os aspectos da água como as propriedades físico-químicas, ocorrência, circulação e distribuição (KOBAYAMA *et al.*, 2008).

### 2.2.1 Ciclo hidrológico

A natureza é uma grande recicladora, e a água é um exemplo importante. A água que escoia superficialmente, em termos gerais, vem do oceano e a ele retorna, em um constante ciclo chamado hidrológico (GRIBBIN, 2009).

Os processos hidrológicos de precipitação, interceptação, infiltração, percolação no solo, escoamentos fluviais e evapotranspiração são os processos mais relevantes no ciclo

hidrológico, sendo responsáveis pela movimentação da água existente em vários reservatórios, que são os oceanos, o solo, o subsolo e a atmosfera (SILVEIRA, 1993).

Os córregos e rios são alimentados pela chuva de três maneiras. Quando um evento pluviométrico acontece, uma pequena parcela de chuva cai diretamente no canal fluvial; uma parte flui por gravidade sobre a superfície do solo até um curso de água e outra parte se infiltra, tornando-se água armazenada no subsolo, o chamado lençol freático.

O escoamento sobre o solo é relativamente rápido, alcançando o curso de água em minutos, no máximo em horas. Por outro lado, o escoamento no subsolo e no lençol freático é muito mais lento, durando muitos dias. Desta forma, depois de uma rápida onda inicial de escoamento no solo quando chove, os cursos de água são constantemente abastecidos pela água do subsolo durante o período de estiagem. O constante escoamento aos cursos de água devido ao fornecimento de água do subsolo é chamado escoamento de base, e a onda rápida decorrente do escoamento sobre o solo é chamado de escoamento superficial (*runoff*) (GRIBBIN, 2009).

### 2.2.2 Bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica é o elemento fundamental de análise no ciclo hidrológico, principalmente na sua fase terrestre, que engloba a infiltração e o escoamento superficial. Ela pode ser definida como uma área limitada por um divisor de águas, que a separa das bacias adjacentes e que serve de captação da água de precipitação através de superfícies vertentes. Por meio de uma rede de drenagem, formada por cursos de água, ela faz convergir os escoamentos para a seção de exutório, seu único ponto de saída (TUCCI, 1997) (Figura II.3).

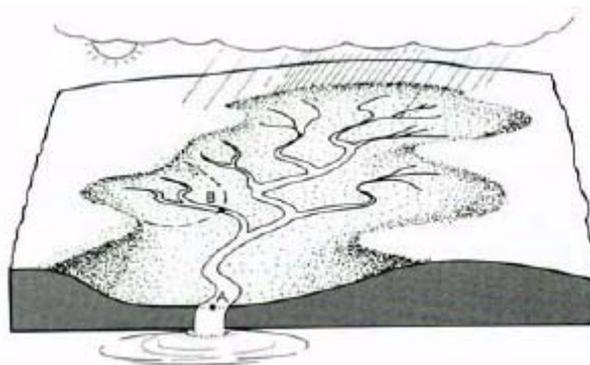


Figura II. 3 – Esquema básico de uma bacia hidrográfica (Fonte: TUCCI, 1997)

Uma unidade ótima para o estudo e planejamento dos recursos naturais é a bacia hidrográfica, pois dentro de seus contornos todos os elementos desta, circulam com uma

dinâmica governada pelo comportamento da água. Devido às variações existentes em cada subsistema, copa da vegetação, solo, rede fluvial etc., diferentes capacidades de armazenamento e transporte da água estão presentes na bacia hidrográfica, causando as heterogeneidades temporais e espaciais dos recursos hídricos em quaisquer locais e momentos (KOBAYAMA, 2009).

Define-se como bacia hidrográfica de um rio em um dado ponto, ou área de influência de um dado ponto, a superfície limitada por um contorno, dentro do qual toda a água precipitada, quando não é evaporada, infiltrada ou retida, escoar por aquele ponto (SANTOS *et al.*, 2001)

A quantidade de água que atinge um curso de água depende do tamanho da bacia, da precipitação total e de seu regime e das perdas devido à evaporação, à transpiração e à infiltração (CHRISTOFOLETTI, 1974).

### **2.3 Uso e ocupação do solo**

A ocupação humana pode influenciar a qualidade das águas fluviais por meio do lançamento inadequado de resíduos líquidos e sólidos nos rios, da retirada da vegetação ciliar e da construção das edificações sobre as margens, atividade agrosilvopastoril entre outros fatores, provocando impactos de várias ordens (CESA, 2007).

A presença de aglomerados urbanos é uma realidade presente em todo o mundo. Regiões com urbanização tendem a apresentar maiores problemas ambientais devido à geração de resíduos tanto doméstico quanto industrial (KNAPIK *et al.*, 2008) os quais acabam indo para os rios, deteriorando a qualidade dos recursos hídricos.

O desenvolvimento urbano se acelerou na segunda metade do século XX com a concentração da população, produzindo grande demanda pelos mesmos recursos naturais (solo e água), destruindo parte da biodiversidade natural. O meio formado pelo ambiente natural e pela população (socioeconômico urbano) é um meio vivo e dinâmico que gera um conjunto de efeitos interligados, que sem controle pode levar a cidade ao caos (TUCCI, 2008).

À medida que a cidade se urbaniza, em geral, ocorrem os seguintes impactos: aumento das vazões máximas da água nos rios devido ao aumento da capacidade de escoamento através de condutos e canais e impermeabilização das superfícies; aumento da produção de sedimentos devido a desproteção das superfícies e a produção de resíduos sólidos (lixo); e a deterioração da qualidade da água, devido a lavagem das ruas, transporte de material sólido e as ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial (TUCCI, 1999).

O processo de desmatamento pode gerar áreas ambientais frágeis. A ausência de vegetação nas vertentes e margens deixa os rios mais susceptíveis à erosão.

A erosão é também a consequência do uso agrícola das terras, após a retirada da mata nativa e a implantação dos cultivos agrícolas. O uso dos solos para as atividades agrícolas faz com que haja uma alta rotatividade de culturas, e junto com estas, diferentes tipos de manejo são realizados. Diferentes culturas e manejos levam à introdução de diferentes agroquímicos ou resíduos (RAMALHO *et al.*, 2000; RANDHIR E TSVETKOVA, 2009), os quais podem, juntamente com o solo, no processo de erosão, ser carregados para o leito dos rios, pelo efeito das chuvas

Além disso, a qualidade do solo é alterada pela perda de carbono e nutrientes, alterando conseqüentemente a capacidade produtiva dos solos. Para compensar essa perda de nutrientes, os agricultores acabam intensificando o uso de compostos agroquímicos (adubos solúveis e agrotóxicos), aumentando, ainda mais, os níveis de degradação da água.

## 2.4 Qualidade da água

Os cursos d'água desde sua nascente até a foz carregam resíduos líquidos, sólidos entre outros, que em alguns casos são fontes geradoras de poluição, daí a importância de efluentes fontes poluidoras pode causar nos ambientes aquáticos. A água poluída provoca prejuízos à saúde pública, ao turismo e a outras atividades econômicas desenvolvidas no local.

Para bacias hidrográficas, que são áreas com limites naturais bem definidos, pressupõe-se que todas as atividades antrópicas podem ser detectadas nos recursos hídricos ali estabelecidos.

A quantidade de contaminantes físico-químicos e biológicos em águas superficiais aumenta diretamente com a presença humana e com a agricultura intensiva (BOUZA-DEAÑO *et al.*, 2008; SUTTON FISHER, 2009). Por sua vez, a qualidade da água se reduz à medida que resíduos e agroquímicos são dispostos nas vertentes (HUBER *et al.*, 2000; TAEBI E DROSTE, 2004; GRÜTZMACHER *et al.*, 2008; OLLI *et al.*, 2009).

Entretanto, os recursos hídricos têm capacidade de diluir e assimilar esgotos e resíduos, mediante processos físicos, químicos e biológicos, que proporcionam a sua autodepuração (VON SPERLING, 2007; PALMA-SILVA *et al.*, 2007). Mas essa capacidade é limitada à quantidade e qualidade dos recursos hídricos existentes e ao tipo e a quantidade desta carga de esgotos e resíduos, a chamada carga poluidora.

A qualidade das águas dos rios e reservatórios depende de processos muito diferentes que acontecem na bacia hidrográfica, em decorrência das velocidades envolvidas, que afetam de modo substancial a intensidade e as características dos fenômenos físicos, químicos e biológicos (BARTH E BARBOSA, 1999).

Os processos hidrológicos, como o de precipitação, escoamento superficial e sub-superficial, podem alterar a qualidade da água. Quando a água da chuva cai sobre uma área, tem suas características físico-químicas e biológicas modificadas devido a este contato (KOBAYAMA, 2009).

Dessa forma, a variação da qualidade da água pode ocorrer dependentemente do regime hidrológico do rio, como a variação da vazão da água, o número de cheias por ano, e sua importância. Durante o período de enchente, a qualidade da água geralmente mostra variações notáveis, devidas às diferenças na origem da água: água oriunda de escoamento superficial, água de escoamento sub-superficial, e água do lençol freático. As águas de escoamento superficial geralmente são altamente turvas por carregarem grandes quantidades de sólidos suspensos. Águas sub-superficiais carregam carbono orgânico dissolvido e nutrientes (nitrogênio e fósforo), enquanto que águas subterrâneas trazem consigo a maior parte dos elementos que resultam das rochas ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ) (CHAPMAN, 1996).

O ciclo hidrológico natural é constituído por diferentes processos físicos, químicos e biológicos. Quando o homem entra dentro deste sistema e se concentra no espaço, produz grandes alterações que modificam dramaticamente este ciclo e trazem consigo impactos significativos no próprio homem e na natureza. O primeiro risco é o da escassez quantitativa. A natureza tem mostrado que a água, que escoar nos rios e depende das chuvas, é aleatória e varia muito entre secas e estiagens. No passado, quando as cidades eram menores e a necessidade por abastecimento, alimentos e energia era pequena, o impacto ambiental também era reduzido (TUCCI, 2003).

Com o aumento da urbanização e com o uso de produtos químicos em atividades antrópicas, a água utilizada nas cidades, indústrias e na agricultura retorna aos rios totalmente contaminada. A expansão sem uma visão ambiental é a deterioração dos mananciais e a redução da cobertura de água segura para a população, ou seja, apresenta estado de escassez qualitativa (TUCCI, 2003).

Um indicador importante na recuperação do meio ambiente em relação aos impactos sofridos é o tempo de residência da água, definido como a razão entre o volume de água e o fluxo para uma dada parcela do ciclo hidrológico. Esse tempo pode ser de

alguns dias para a água da atmosfera e as águas superficiais correntes e, de muitos anos para a água subterrânea e os oceanos (SANTOS *et al.*, 2001). Dessa forma, poluições causadas em águas superficiais podem rapidamente ser reduzidas, enquanto que a contaminação da água subterrânea pode demorar alguns séculos (KOBAYAMA *et al.*, 2008).

#### **2.4.1 Parâmetros de qualidade**

A observação ou medição de indicadores de qualidade, contínua, realizada em qualquer processo chama-se monitoramento. Na natureza, as medidas realizadas buscam a obtenção e interpretação dos dados relativos a alguma fonte, como por exemplo, a qualidade das águas superficiais.

Há várias maneiras de monitorar a qualidade das águas, por exemplo, por meio da determinação de parâmetros físicos (temperatura, cor da água, sedimentos suspensos etc), parâmetros químicos (oxigênio dissolvido, pH, metais pesados, nutrientes e agrotóxicos), parâmetros biológicos (demanda bioquímica de oxigênio, coliformes fecais), relacionados à abundância e variedade da flora e fauna do ambiente aquático e parâmetros radiológicos.

Atualmente há uma carência no monitoramento, principalmente de pequenas e médias bacias hidrográficas. Essas bacias são importantes, pois a captação de água para o abastecimento público dos municípios brasileiros é realizada, muitas vezes, nesses mananciais. O manancial é a unidade hidrográfica utilizada quando o objetivo é o abastecimento de água. São locais com disponibilidade de água doce em quantidade e qualidade suficientes para suprir uma demanda e, cuja captação seja permitida e economicamente viável (KOBAYAMA *et al.*, 2008).

Dessa forma, além da quantidade, a qualidade da água é um dos principais fatores para a captação ou manutenção da captação de água em um manancial. A avaliação da qualidade é dada pela determinação da carga de poluentes, ou seja, pela determinação de parâmetros que possam indicar o estado qualitativo das águas.

A mudança na vazão, quando comparada com as mudanças nas concentrações simultâneas de várias substâncias, é um dos maiores indicadores da fonte das substâncias. Isto pode ser observado pela Figura II.4, a qual apresenta curvas de concentração *versus* vazão. A curva 1 mostra uma queda na concentração com a vazão, a qual é consequência do aumento da diluição da substância introduzida à taxa constante (maior parte dos cátions, possivelmente SiO<sub>2</sub>), particularmente quando as concentrações são altas. Este caso é

também característica de fontes pontuais de descarga como esgoto municipal e fontes pontuais da maioria das indústrias (CHAPMAN, 1996).

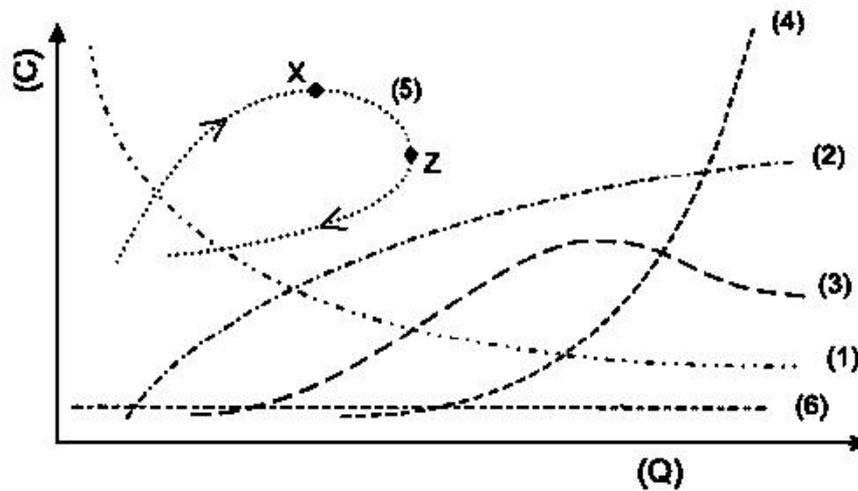


Figura II. 4 – Concentração (C) em função da vazão (Q) (CHAPMAN, 1996)

A curva 2 mostra um aumento limitado na concentração, geralmente ligado à coloração dos constituintes do solo (matéria orgânica, espécies nitrogenadas). A curva 3 é basicamente a mesma curva anterior, mas uma queda na concentração ocorre à altas vazões, indicando a diluição da água superficial do solo. A curva 4 mostra um aumento exponencial na concentração do total de sólidos suspensos e com todas as substâncias ligadas à matéria particulada. A curva representa o aumento na matéria particulada devido à erosão laminar e remobilização do leito. Substâncias ligadas às substâncias particuladas incluem fósforo, metais e componentes orgânicos, predominantemente pesticidas e herbicidas (CHAPMAN, 1996).

A curva 5 é uma curva de histerese observada quando o tempo é introduzido como um parâmetro adicional para a vazão de sedimento, relacionada ao mostrado na curva 4. Este modelo pode ser visto para sólidos suspensos totais, demanda química de oxigênio e algumas vezes nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). O pico na concentração de sedimentos ocorre em X antes da ocorrência do pico da vazão, em Z. Outro comportamento pode ser observado pela histerese no caso da concentração de sedimento. Em alguns casos a concentração dos sedimentos aumenta de forma mais lenta, atingindo um máximo somente após o pico da vazão. Após este máximo a concentração começa a diminuir apresentando valores de concentração maiores do que os valores apresentados na subida da vazão. A curva de histerese para este caso apresenta sentido inverso (anti-horário) à curva mostrada pela curva 5, na Figura II.4. A curva 6 indica uma fonte de água para o rio com uma

concentração constante ou aproximadamente constante (por exemplo:  $\text{Cl}^-$  em chuva, saída de um lago) (CHAPMAN, 1996).

A poluição orgânica apresentada pelos ambientes lóticos está relacionada principalmente às descargas de efluentes domésticos. Partículas orgânicas biodegradáveis são encontrados em resíduos humanos e fezes de animais e, sua presença na água pode indicar existência de microorganismos patogênicos, tornando-a imprópria para o consumo humano. A alta concentração de matéria orgânica pode levar à grande consumo de oxigênio e conduzir a condições anóxicas. O oxigênio dissolvido é vital para os organismos aquáticos aeróbios e sua ausência pode ainda gerar a produção de gases indesejáveis e, a pH ácido, contribuir para solubilização de metais (SANTOS *et al.*, 2001).

#### **2.4.2 Índice de Qualidade da Água, IQA**

Os índices, ou indicadores, são valores determinados a partir de parâmetros pré-estabelecidos. Esses índices auxiliam na compreensão ou no entendimento do funcionamento dos ambientes, indicando possíveis alterações em relação às condições naturais e, o comportamento destas alterações ao longo do tempo e do espaço.

Vários são os indicadores de qualidade da água existentes na literatura, sendo alguns deles utilizados de forma regular para avaliar a presença de vida aquática e a qualidade da água (LERMONTOV *et al.*, 2009; WEI *et al.*, 2009; WALKER *et al.*, 2009; BAKALEM *et al.*, 2009).

Um fator que pode auxiliar na compreensão dos parâmetros de qualidade é o índice de qualidade de água, desenvolvido pela National Sanitation Foundation – NSF dos Estados Unidos, baseado no método de Delphi da Rand Corporation. Nove parâmetros de qualidade são utilizados na construção deste índice, com seus pesos pré-definidos de acordo com a importância de cada um dos parâmetros.

Os parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos, uma vez que esse índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas tendo como determinante principal sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas.

O IQA é utilizado no Brasil por ser um índice de fácil obtenção e por associar uma resposta quantitativa a uma resposta qualitativa das águas superficiais (péssima, ruim, média, boa e ótima) associada também a uma escala de cor (ANA, 2009).

O interessante nesse índice é que ele ajuda na visualização tanto espacial quanto temporal da tendência da variação da qualidade (PRADO E DI LULLO, 2007). A partir do valor encontrado para o IQA, é possível indicar em qual nível de classificação o ambiente lótico encontra-se. O valor do IQA sempre apresenta um valor entre 0 e 100, sendo que, quanto mais próximo de 100 ele estiver melhor é a qualidade da água.

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros, conforme a fórmula:

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

em que:

$q_i$  = qualidade do parâmetro  $i$  obtido por meio da curva média específica de qualidade, Figura II.5, ou por função polinomial (OLIVEIRA, 2004);

$w_i$  = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1, Tabela II.1.

Tabela II. 1 - Pesos dos parâmetros para o índice de qualidade definidos pela NSF

Parâmetro	$w_i$	Parâmetro	$w_i$
Oxigênio dissolvido	0,17	Fósforo total	0,10
Coliformes fecais	0,15	Temperatura	0,10
pH	0,12	Turbidez	0,08
DBO	0,10	Sólidos totais	0,08
Nitrato	0,10		

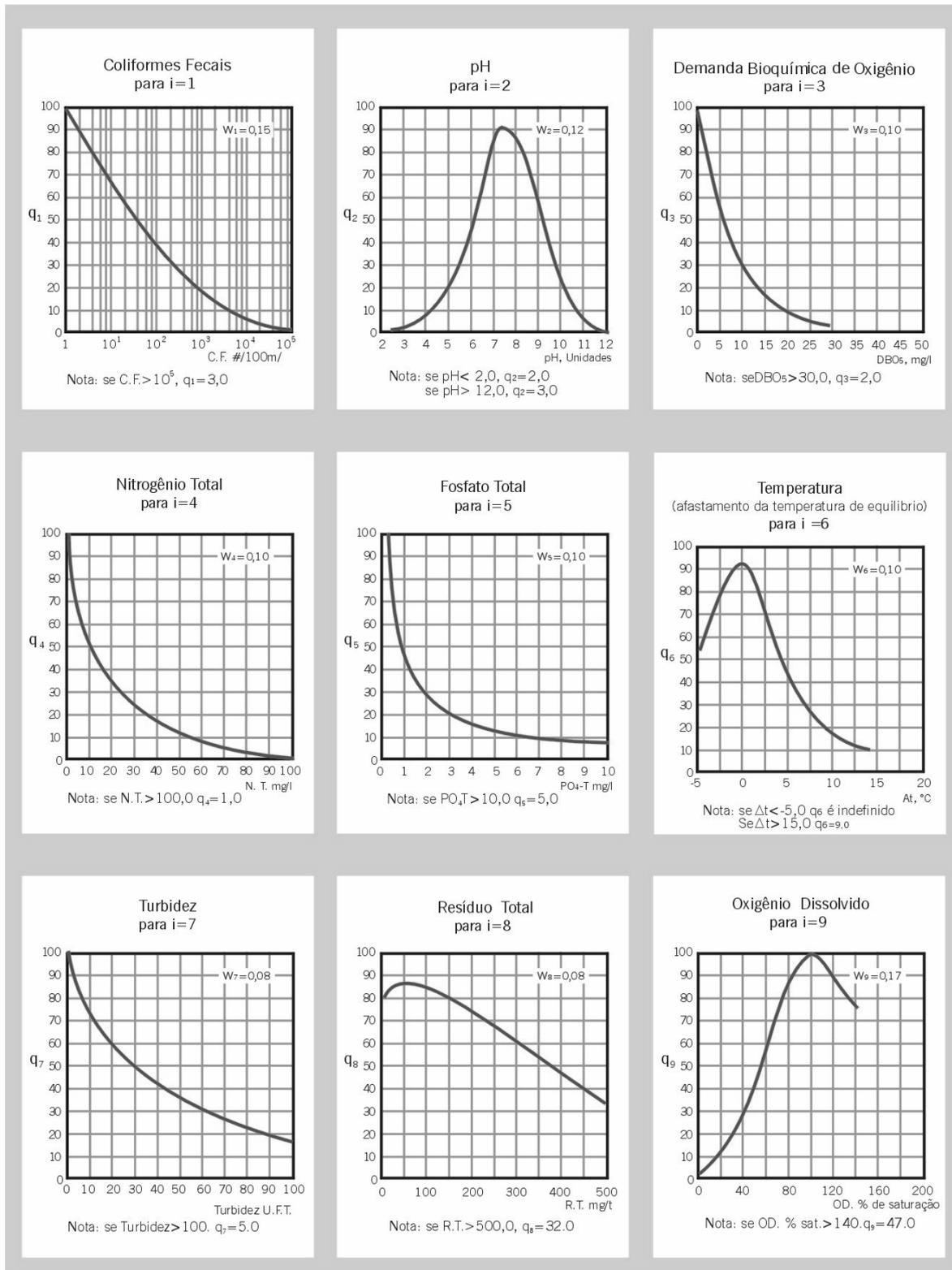


Figura II. 5 - Curvas de valoração da condição de cada parâmetro do IQA-NSF.

As curvas utilizadas para a valoração dos parâmetros de qualidade variam fortemente com as alterações dos parâmetros. Desta forma, um aumento significativo de

qualquer um dos parâmetros de qualidade, exceto OD, em relação às condições naturais, reduz bruscamente o índice de qualidade da água.

Após determinado o valor numérico do IQA, utiliza-se a Tabela II.2 de forma a obter uma indicação em termos qualitativos da qualidade da água.

Tabela II. 2 - Descrições Numéricas do NSF

Descrição (NSF)	Faixa
Péssima qualidade	0 – 19
Má qualidade	20 – 36
Média qualidade	37 – 51
Boa qualidade	52 – 79
Excelente qualidade	80 – 100

No cálculo original do IQA, pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos, considerava-se o nitrogênio nitrato. No entanto, a CETESB, no estado de São Paulo, realizou uma adaptação desse índice para o nitrogênio, uma vez que nesse caso os rios se mostram comprometidos por esgotos domésticos, que são ricos em outras formas de nitrogênio, tais como o nitrogênio orgânico e o amoniacal. Sendo assim, utiliza-se a curva do nitrato, considerando o nitrogênio total.

#### 2.4.3 Coeficiente de correlação de Spearman

Para avaliar a correlação entre parâmetros de qualidade BOUZA-DEAÑO *et al.* (2008) sugerem que os modelos estatísticos não-paramétricos parecem ser os melhores modelos para interpretar os dados de monitoramento de qualidade da água. O mesmo autor diz que modelos paramétricos devem ser usados quando os dados são independentes e normalmente distribuídos. Dados de monitoramento de campo com estas características são difíceis de se obter quando componentes temporais, espaciais e de forte dinâmica, devido aos efeitos naturais ou antrópicos, ocorrem.

O coeficiente  $\rho$  de Spearman mede a intensidade da relação entre variáveis ordinais. Usa, em vez do valor observado, apenas a ordem das observações. Desse modo, este coeficiente não é sensível a assimetrias na distribuição, nem à presença de outliers, não exigindo portanto que os dados provenham de duas populações normais.

Nos caso em que os dados não formam uma nuvem “bem comportada”, com alguns pontos muito afastados dos restantes, ou em que parece existir uma relação crescente ou

decrecente em formato de curva, o coeficiente  $\rho$  de Spearman é mais apropriado. O coeficiente  $\rho$  de Spearman varia entre -1 e 1. Quanto mais próximo estiver destes extremos, maior será a associação entre as variáveis. O sinal negativo da correlação significa que as variáveis variam em sentido contrário, isto é, as categorias mais elevadas de uma variável estão associadas a categorias mais baixas da outra variável (SIEGEL E CASTELLAN JR, 2006).

#### 2.4.4 Metais

Da mesma forma que os efeitos antropogênicos reduzem a qualidade do ambiente lótico, devido à modificação de alguns parâmetros físico-químicos e biológicos, a presença humana pode aumentar a concentração de metais nos solos, nos sedimentos e na água dos rios.

Além disso, devido aos processos naturais ocorridos nos solos (geoquímica do solo), há também a transferência de metais desses às águas superficiais e sub-superficiais.

Os metais são componentes naturais dos solos. A presença de alguns metais nos corpos receptores hídricos pode estar diretamente ligada ao tipo de solo onde estes corpos estão localizados. Solos originários da decomposição do basalto constituem-se em solos argilosos, de coloração vermelho escuro, devido à presença de minerais ferro-magnesianos (MARTINEZ, 2003).

A aplicação de agroquímicos às culturas e aos solos é uma prática comum na agricultura. RAMALHO *et al.* (2000) citam os trabalhos de GIMENO-GARCÍA *et al.* (1996) e TILLER (1989), nos quais foi demonstrado que o uso de fertilizantes e pesticidas podem ocasionar aumento dos níveis de Mn, Zn, Co e Pb nos solos e que os agrotóxicos podem ser fontes de Zn, Cu e Pb. Desta forma, o acúmulo de metais pesados nos solos pode ser causada pelo uso repetido e excessivo de fertilizantes, pesticidas, resíduos orgânicos etc.

Áreas urbanas podem intensificar as fontes de metais de forma a concentrá-los em ruas (MENEZES E ROSSO, 2007), parques (MADRID *et al.*, 2008) e domicílios (SANTOS *et al.*, 2006; SANTANA E BARRONCAS, 2007).

O agente que carrega os metais de todas as partes da bacia até o canal fluvial, exceto em casos em que os despejos seguem diretamente para o rio, é a água das chuvas. Estas arrastam o material após lavá-los das árvores, telhados e ruas ou dos solos, até os canais fluviais.

Outras fontes de metais, em geral, estão associadas aos processos industriais, de tratamento de superfícies, aos fertilizantes, indústrias de couro, motores de veículos etc. (SEOLATTO, 2008).

Uma vez no ecossistema aquático os metais pesados são distribuídos nos diversos compartimentos do ambiente, como solo, sedimento, plantas e animais. Especificamente no caso dos sedimentos, a literatura mostra que este compartimento funciona como um sistema de estoque de poluentes (LI *et al.*, 2000; FÖRSTNER, 1987 e FILGUEIRAS *et al.*, 2004, citados em SANTANA E BARRONCAS, 2007; YANG *et al.*, 2009).

Os metais nos sedimentos podem existir em formas químicas diferentes ou em diferentes ligações. Em sedimentos não poluídos, os metais estão principalmente ligados aos silicatos e minerais primários, formando espécies relativamente imóveis, enquanto que em áreas poluídas, os metais traço são geralmente mais móveis e ligados a outras fases do sedimento. A fração biodisponível avalia a mobilidade dos metais entre os diferentes processos. Se esta fração for alta, isto indica que os metais podem ser absorvidos pelas plantas (RAMALHO *et al.*, 2000).

## 2.5 Erosão

A promoção de qualquer forma de desenvolvimento para uma região leva que sociedades humanas, rural ou urbana, causem impactos ao ambiente em que vivem. Esses impactos podem ser vistos no mau uso do solo e da água. Os desmatamentos, erosão, poluição e contaminação do lençol freático e demais corpos d'água, acúmulo de materiais tóxicos ou nocivos à saúde, são resultados da utilização incorreta dos recursos ambientais.

Diversos são os fatores que atuam conjuntamente no desencadeamento dos processos erosivos com destaque para as características do solo, do geomorfologia, do clima (precipitação), da topografia e da cobertura vegetal.

O relevo exerce grande influência sobre os fatores climáticos e hidrológicos. Quanto mais acentuado for o declive, mais acelerado será o escoamento, podendo assim, definir a quantidade de material transportado das encostas, afetando os solos desprotegidos e depositando maiores quantidades de materiais na rede hidrográfica da bacia. Com o aumento da produção de sedimentos, tem-se alterações do solo, como seu empobrecimento em relação à fertilidade e perdas por erosão, e alterações nos cursos d'água, como o assoreamento e contaminação do mesmo e da cadeia alimentar (SILVA *et al.*, 2004),

De acordo com NAKASHIMA (1999), as regiões com maior suscetibilidade à erosão são as áreas com fortes declividades, principalmente as maiores que 20%; classe de

solo, como os solos rasos e aluviais; e uso do solo e vegetação, como cultivos temporários e pastagem. Os topos e patamares possuem fragilidade ambiental muito baixa a baixa estando, portanto, mais próximos de uma situação de estabilidade. As vertentes apresentam fragilidade baixa à média ou fragilidade alta a muito alta, de acordo com as características do solo e declividade. Os fundos dos vales e as planícies fluviais apresentam fragilidade ambiental muito alta.

No meio urbano, a alteração da cobertura do solo, ocasiona alterações principalmente no ciclo hidrológico, uma vez que ocorre diminuição da porcentagem de água infiltrada e aumento do escoamento superficial (SILVA *et al.*, 2004), o qual será determinante na forma do hidrograma.

Com altas taxas de infiltração numa bacia, o pico da vazão é muito menor do que em uma bacia com menor infiltração (Figura II.6). Quando a bacia é mudada, por exemplo, pela urbanização, as características do canal do rio, que foi criado com altas taxas de infiltração, não são suficientemente grandes para acomodar as altas vazões (CHAPMAN, 1996), ocasionando um aumento na erosão no leito dos rios e em suas margens (BORSATO E MARTONI, 2004; JULIAN E TORRES, 2006).

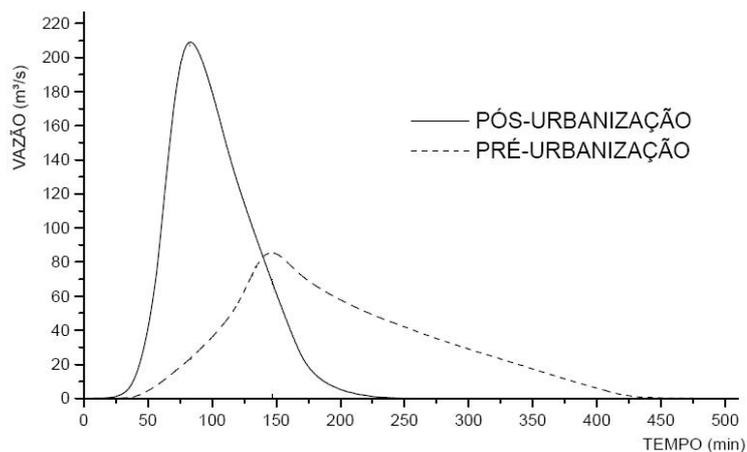


Figura II. 6 – Resposta da vazão à eventos de precipitação (Fonte: Adaptado de DIEDRICHS E ANDRADE FILHO, 2007)

No processo de erosão das margens, dois processos distintos podem ocorrer no canal: a corrosão e o desmoronamento. A corrosão é o processo que ocorre ao longo da rede de drenagem, enquanto que o processo de desmoronamento ocorre em trechos específicos.

O desmoronamento geralmente está associado às margens convexas nos canais meandранtes, onde a intensificação da vazão provoca um maior impacto nas margens, provocando o “solapamento” (processo de desprendimento de partículas ou partes de solo) (ANTONELI, 2004).

A quantidade erodida de um canal pode variar grandemente, de acordo com as características da sua margem. Margens tipo face íngreme, em forma de parede tendem a apresentar maior remoção/erosão, do que margens de inclinação suave e margens em perfil escalonado (em patamares) (ROCHA, 1995).

Um dos métodos utilizados para a determinação da erosão das margens de um canal é o método dos pinos (FERNANDEZ, 1990; ROCHA, 1995; RIJSDIJK *et al.*, 2007). Este método consiste na colocação de pinos no barranco do rio, deixando-se uma parte exposta, de tamanho conhecido. A determinação da perda de margem é feita pela medida da parte exposta após um período de tempo de sua colocação.

Muitas vezes, ao invés de observar-se a erosão, aumento da exposição dos pinos, observa-se o assoreamento dos mesmos. Além disso, num certo período de estudo pode-se ter observações de maior exposição intercalada com uma menor exposição dos pinos e *vice-versa*.

No estudo realizado por ANTONELI (2004) na Bacia do Arroyo Boa Vista - PR, foi constatado que a margem direita de uma das parcelas de estudo, apresentou um percentual positivo de erosão, porém, a margem esquerda apresentou na maioria dos meses um assoreamento dos pinos. A erosão das margens portou-se dessa maneira pelo fato da parcela se encontrar em uma área onde o rio possui características meândricas. A margem direita apresenta uma forma côncava, onde o fluxo atua com maior intensidade. Em geral, se o canal apresentar margens retilíneas, a erosão tende a ocorrer em ambas margens, com desgaste praticamente igual em cada lado do leito.

A erosão hídrica laminar, ou erosão laminar, é o processo de remoção homogênea das camadas superficiais do solo. Esta é causada pela chuva e pelo escoamento superficial sendo afetada por um grande número de agentes naturais e antrópicos.

Áreas de cabeceiras de drenagem de uma bacia, por apresentarem, em geral, maiores declividades, podem apresentar-se suscetíveis a este tipo de erosão (SALA, 2006).

A erosão laminar é causada pelo escoamento em lençol superficial difuso da água da chuva que retira a camada superficial, e de maior valor, do solo de maneira quase homogênea, lateralmente ou em pequenos filetes. É um dos tipos de erosão mais

importantes, porém dificilmente perceptível. O início desse fenômeno ocorre quando as gotas de chuva, ao se precipitarem sobre o solo, rompem seus grânulos e torrões transformando-os em pequenas partículas e diminuindo a capacidade de infiltração do terreno (REZENDE E ALMEIDA, 1985, citado em TOMAZONI *et al.*, 2005).

De acordo com RODRIGUES E REIS (2007), a erosão que ocorre em pastagens é muito superior à erosão que ocorre nas demais áreas de ocupação do solo da bacia, seguida das áreas agrícolas, da cana-de-açúcar e das vegetações, e que, a área de foz, é a região com menor produção de sedimentos. As áreas urbanas e outras ocupações podem ter produção de sedimentos desprezível, dependendo do tamanho da bacia, entretanto, pode ser setor que mais produz sedimentos em relação à sua área.

A determinação das perdas de solo pelo processo de erosão laminar (erosão hídrica) vem sendo realizada por meio de cálculos utilizando-se o modelo da Equação Universal de Perda de Solo, a EUPS (ANTONELI, 2004; DOMINGOS, 2006).

A avaliação da perda de solo por erosão laminar tem permitido a construção de índices de densidade de produção de sedimentos em bacias hidrográficas, que em uma primeira abordagem, servem como estimativa do aporte sólido à rede de drenagem e corpos lagunares, e a identificação das áreas fontes de sedimentos (RISSO *et al.*, 2005).

De acordo com TOY (1982) citado por SIMÕES E COIADO (2003) há uma estimativa de que o limite de perda de solo seja de aproximadamente  $1120 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$  para as atividades agricultáveis, enquanto que as taxas de erosão geológica (natural) variam de  $22,4$  a  $242 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ . A construção de estradas e as atividades de urbanização podem produzir taxas anuais de erosão de  $33800$  e  $22600 \text{ ton km}^{-2}$ , respectivamente.

## 2.6 Transporte de Sedimentos

O conhecimento do comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica é fundamental para a adequada gestão de seus recursos hídricos, bem como para o suporte à decisão sobre o desenvolvimento de atividades antrópicas. O acompanhamento dos fluxos de sedimentos ocorridos em um dado local da bacia permite o diagnóstico de eventuais impactos em sua área de drenagem ao longo do tempo, podendo tornar-se importante indicador ambiental.

O transporte de sedimentos é governado pelos fatores hidrológicos que controlam as características e o regime dos cursos de água. Os fatores hidrológicos, cujos mais importantes são a quantidade e a distribuição das precipitações, a estrutura geológica, as

condições topográficas e a cobertura vegetal, influenciam a formação do material intemperizado na bacia hidrográfica, e o carregamento desses materiais até os rios. A sedimentação fluvial inclui os processos de remoção, transporte e deposição das partículas, envolvendo toda a dinâmica da bacia (CHRISTOFOLETTI, 1981).

Os sedimentos que chegam ao curso d'água têm diversas granulometrias e sofrem um processo de transporte variado de acordo com as condições locais e do escoamento. As forças que atuam sobre a partícula podem mantê-la em suspensão ou no fundo do rio (CARVALHO, 1994). Essa situação é função do tamanho da partícula, do peso e da forma, bem como da forma de escoamento, se laminar ou turbulento; da forma da corrente, dos obstáculos no leito e de diversas outras funções que estão inter-relacionadas, como declividade do leito, temperatura e viscosidade d'água (CHRISTOFOLETTI, 1981).

Os rios são os principais agentes de transporte dos detritos para o mar. Eles não somente transportam sedimentos que chegam até seu curso mas também erodem as rochas do embasamento sobre o qual eles correm (SIMÕES E COIADO, 2003).

De maneira geral, as formas de transporte sólido são divididas em três grupos (CARVALHO, 1994):

- Carga sólida de arrasto: são as partículas de sedimento que rolam ou escorregam longitudinalmente no curso d'água. As partículas estão em contato com o leito praticamente o tempo todo.
- Carga sólida saltante: são as partículas que pulam ao longo do curso d'água por efeito da correnteza ou pelo impacto de outras partículas. O impulso inicial que arremessa uma partícula na correnteza pode se dever ao impacto de uma na outra, o rolamento de uma por sobre a outra, ou o fluxo de água sobre a superfície curva de uma partícula, criando assim uma pressão negativa.
- Carga sólida em suspensão: são as partículas suportadas pelas componentes verticais das velocidades do fluxo turbulento, enquanto estão sendo transportadas pelas componentes horizontais dessas velocidades, sendo suficientemente pequenas para permanecerem em suspensão, subindo e descendo na corrente acima do leito. Geralmente esse grupo de sedimento representa a maior quantidade de carga sólida do curso d'água.

Os três grupos de sedimentos quantificados simultaneamente perfazem a descarga sólida total.

O sedimento em suspensão representa, na maioria dos casos, a maior quantidade de descarga sólida total. Por essa razão, e também pela facilidade de determinação, as

medições diárias e a maior parte das eventuais só contemplam o sedimento em suspensão. A descarga em suspensão pode corresponder, em média, entre 70 a 95% da descarga sólida total, sendo isso função da posição da seção transversal no curso d'água e outros fatores (CARVALHO, 1994).

A contribuição proporcional da carga em suspensão para o total da carga detrítica transportada, é variável em cada bacia hidrográfica. Porém, em geral, nota-se que a carga do leito geralmente é menor que 10% da carga em suspensão (CHRISTOFOLETTI, 1981).

A partícula em suspensão está sujeita à ação da velocidade da corrente na direção horizontal, predominantemente, e de sua densidade. Conseqüentemente, a concentração do sedimento apresenta um mínimo na superfície e um máximo perto do leito, para uma granulometria variada. As diferentes distribuições granulométricas encontradas num curso de água podem ser observadas na Figura II.7.

O tamanho e a quantidade do material em suspensão arrastado pela água dependem da velocidade com que ela escorre, que, por sua vez, é uma resultante do comprimento de rampa e do grau de declividade do terreno.

De acordo com CARVALHO (1994) a quantidade de sedimentos transportada por um curso d'água forma uma onda que acompanha a onda de enchente de três formas diferentes: pico de concentração de sedimentos se atrasando ao pico de vazão, simultaneidade do pico de concentração de sedimentos e da vazão, pico de concentração de sedimentos se antecipando ao pico de vazão, que é a situação mais comum. Desta forma, dependendo das características da bacia, o pico dos sedimentos em suspensão, pode, ou não, ocorrer ao mesmo tempo que o pico da vazão (CHAPMAN, 1996).

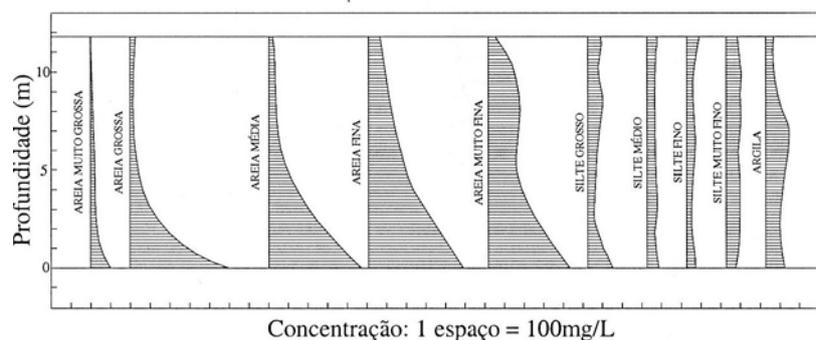


Figura II. 7 – Distribuições verticais das partículas que podem ser encontradas num curso d'água (SANTOS *et al.*, 2001)

A concentração dos sólidos suspensos em rios aumenta em função da velocidade. Partículas são geradas pela erosão laminar, erosão das margens e pela ressuspensão das partículas depositadas no leito do rio. Apesar de um aumento geralmente ser observado na

concentração de sedimentos suspensos com o aumento da vazão, este aumento na concentração pode ser afetada por diversos processos na bacia.

O comportamento de uma bacia em relação ao sedimento é muito variável desde as partes altas até as planícies. Isso depende das rochas e solos, da cobertura vegetal, das declividades, do regime de chuvas, bem como de diversos outros fatores (CARVALHO, 1994). De forma geral, nas porções altas de uma bacia hidrográfica onde há maior declividade do solo, há maior erosão e transporte de sedimentos. A erosão vai diminuindo da alta para a média bacia, à medida que as declividades decrescem e as chuvas se tornam menos intensas. Na parte baixa da bacia os sedimentos erodidos podem, inclusive, distribuírem-se pelos terrenos (CARVALHO, 1994; BARBEDO *et al.*, 2005).

IOST (2008) afirma que as práticas de manejo do solo reduzem muito o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica. O manejo dos solos em áreas agricultáveis com práticas como o plantio direto e sistema de terraços, assim como a presença de mata ciliar nos rios, influenciam na baixa produção de sedimento no canal.

O cálculo da descarga 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.

A produção de sedimentos bem como áreas de deposição dos mesmos, podem ser estimadas com base nos dados de vazão e da concentração de sedimentos em suspensão, obtidos nos postos sedimentométricos, por meio dos quais obtém-se os valores de descarga sólida em suspensão para cada medição, utilizando-se a Equação 2 (CARVALHO *et al.*, 2000; LIMA *et al.*, 2004):

$$Q_{ss} = kQC_{ss} \quad 2$$

em que:

$Q_{ss}$  é a descarga ou fluxo de sedimentos em suspensão (ton dia<sup>-1</sup>);

$k$  é a constante de transformação de unidades e igual a 0,0864;

$Q$  é a descarga líquida ou vazão (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>);

$C_{ss}$  a concentração de sedimento em suspensão (mg L<sup>-1</sup>).

Essa concentração é obtida quando é utilizado o método de igual incremento de largura (IIL) ou igual incremento de descarga (IID) durante a amostragem, e feita uma só análise da amostra composta.

Uma vez determinados os valores de descarga sólida em suspensão de cada medição, curvas-chave de sedimentos das estações são construídas. As curvas-chave têm, geralmente, a forma de potência, como apresentado na Equação 3:

$$Q_{ss} = aQ^b \quad 3$$

em que a e b são constantes de ajuste da curva.

O valor do coeficiente b, para estações que abrangem grandes áreas de contribuição, geralmente, está entre 1 e 3 (bacias grandes são ditas com áreas maiores do que 1000 km<sup>2</sup>). Quanto maior ele for, mais rápida é a resposta do fluxo de sedimentos em suspensão, em relação às variações de vazão (CARVALHO *et al.*, 2000).

De acordo com CARVALHO (1994), com as informações sobre o deflúvio sólido anual, e conhecendo-se também o valor da área de drenagem da bacia contribuinte, é possível estimar o coeficiente chamado produção específica líquida de sedimentos, ou simplesmente, produção de sedimentos, dentro de um intervalo de tempo, podendo se referir a um ano ou a valores médios de produção específica de vários anos. A expressão matemática para obtenção desse parâmetro é:

$$P_{ss} = \frac{D_s}{A} \quad 4$$

em que:

$P_{ss}$  é a produção específica de sedimentos (ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>);

$D_s$ , o deflúvio sólido anual (ton ano<sup>-1</sup>);

A é a área de drenagem da bacia correspondente (km<sup>2</sup>).

Outro parâmetro de informação hidrossedimentométrica, citado por CARVALHO (1994), é o coeficiente de remoção de sedimentos ou razão de transferência. Trata-se da relação entre a quantidade de carga sólida, medida na seção transversal do curso d'água, e quantidade total de erosão da bacia contribuinte.

A quantidade de material removido numa bacia é conhecida como erosão bruta ou erosão total, que inclui material particulado e dissolvido. Contudo, nem todo material que é destacado de seu local de origem é transportado para fora da bacia, dados o grau de seletividade de grãos que cada modalidade de erosão apresenta no processo de remoção e transporte, e a dinâmica hidrológica dos canais de drenagem da área em questão (SILVA *et al.*, 2004).

A bacia hidrográfica do Rio Piquiri, localizada na região oeste do estado do Paraná, é uma zona de intenso antropismo. De acordo com dados do Plano Diretor para Utilização dos Recursos Hídricos do Estado do Paraná, citado em LIMA *et al.* (2004), esta bacia está

entre as unidades hidrográficas do estado do Paraná com a maior suscetibilidade à erosão e à produção de sedimentos.

A Eq. 5 é utilizada para a determinação do coeficiente de remoção cujo estabelece a proporção de sedimentos que é transportado em relação ao que erode na bacia.

$$CR = \frac{P_{ss}}{Er} 100 \quad 5$$

em que:

CR é o coeficiente de remoção de sedimento (%);

P<sub>s</sub>, produção do material em suspensão (ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>);

Er a quantidade total de material que foi removido pela erosão (ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>).

Após a análise individualizada do fluxo médio de sólidos em suspensão de cada estação, um balanço da descarga sólida deve ser efetuado entre os postos consecutivos para a identificação de áreas com potencial para produção ou deposição de sedimentos. A deposição de sedimentos em um leito é evidenciada quando há redução no fluxo de sedimentos de montante para jusante (LIMA *et al.*, 2004).

Em seu trabalho, TESSARO *et al.*, (2007) encontraram que a produção de sedimentos para o rio Cascavel, em Cascavel - PR, cuja profundidade máxima foi de 1 m em um período de estiagem, foi de 11,97 ton dia<sup>-1</sup>, ou em termos anuais, aproximadamente 4369 ton ano<sup>-1</sup>.

Para o rio Madeira (em Porto Velho), foi observado que a produção de sedimento em suspensão e a produção de sedimento total foram de 522 e 549 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> (CARVALHO *et al.*, 2005).

De acordo com CARVALHO (1994) a altura de degradação pode ser avaliada a partir da razão entre a produção específica de sedimentos e o peso específico aparente. Para a degradação líquida, o peso específico é  $\gamma_{ap} = 1,60 \text{ ton m}^{-3}$  e para a degradação total, o peso específico é adotado com  $\gamma_{ap} = 2,00 \text{ ton m}^{-3}$ , correspondendo esse valor à inclusão de sólidos solúveis e matéria orgânica presentes na água. Desta forma:

$$h_{liq} = \frac{P_{ss}}{1,60} \quad 6$$

$$h_{total} = \frac{P_{ss}}{2,00} \quad 7$$

Esses resultados se referem aos sedimentos que alcançam o curso d'água e são expressos em mm ano<sup>-1</sup>.

A agradação é o efeito de deposição de sedimentos no leito, como o assoreamento. Pode-se obtê-la pelo balanço sedimentológico entre os valores da produção específica de sedimentos de montante para jusante (CARVALHO, 1994).

Para a bacia do rio Piquiri, LIMA *et al.* (2004) identificaram trechos nos quais, em termos médios, ocorreram deposição de sedimentos. Quanto à produção de sedimentos em suspensão da bacia, o rio Piquiri é responsável pelo aporte médio de cerca de 5000 ton dia<sup>-1</sup> no rio Paraná.

De acordo com LIMA *et al.* (2001, 2003) citados em LIMA *et al.* (2004), os dados de descargas sólidas em suspensão específicas médias são importantes indicadores para determinar o potencial de produção de sedimentos em uma bacia. Quando esse índice é inferior a 70 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>, a produção de sedimentos da área de drenagem pode ser considerada baixa; entre 70 e 150 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>, moderada; entre 175 e 300 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>, alta. Acima de 300 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>, a produção é classificada como muito alta (CARVALHO *et al.*, 2000; LIMA *et al.*, 2004).

A produção específica de sedimentos em suspensão na bacia do rio Piquiri varia de baixa a moderada (LIMA *et al.*, 2004), o que está de acordo com o que foi indicado pelo “Diagnóstico das Condições Sedimentológicas dos Principais Rios Brasileiros”, Eletrobrás (1991) citado por CARVALHO (1994), o qual classifica diversas áreas do Brasil de acordo com a produção de sedimentos. De acordo com o diagnóstico, grande parte do estado do Paraná é classificado como uma zona com degradação específica que varia entre 75 e 100 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>.

A descarga sólida média em suspensão, encontrada para o rio Iguaçu, na estação Salto Cataratas, para o período de 1990 a 2002, foi de 5516 ton dia<sup>-1</sup>, o que corresponde a um valor de descarga sólida específica em suspensão de 29,9 ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> (LOPES *et al.*, 2005).

Analisando os valores de descarga sólida média para o período de 1990 a 2002, para a bacia do rio Iguaçu, percebeu-se que existe uma zona de deposição de sedimentos entre as estações Fluviópolis e União da Vitória, perfazendo um saldo entre deposição e erosão de aproximadamente 200 ton dia<sup>-1</sup> (LOPES *et al.*, 2005).

A Tabela II.3 mostra, resumidamente, os resultados encontrados para bacias que se encontram total ou parcialmente no estado do Paraná.

Para a bacia do Alto Paraguai (BAP), duas zonas distintas são evidenciadas. Uma diretamente relacionada à produção de sedimentos e outra de sedimentação. Para a zona de produção de sedimentos, o estudo do comportamento hidrossedimentológico realizado por

BARBEDO *et al.* (2005) mostrou que a altura de degradação média da BAP pode estar entre 0,092 e 0,36 mm ano<sup>-1</sup>, valor que pode ser considerado elevado considerando as condições do país.

Tabela II. 3 - Comparação dos resultados encontrados para as bacias localizadas dentro ou parcialmente dentro do estado do Paraná (Fonte: LOPES *et al.*, 2005).

Bacia	Área*	Q	q	Q <sub>ss</sub>	Q <sub>sse</sub>	C <sub>ss</sub>	Período analisado
	km <sup>2</sup>	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	L s <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	ton dia <sup>-1</sup>	ton ano <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	mg L <sup>-1</sup>	
Piquiri	20.982	546	26,0	4668	81,2	99	1981-2001
Ivaí	34.432	702	20,4	9695	103	160	1975-2001
Iguaçu	67.317	1946	28,9	5516	29,9	33	1991-2002
Paranapanema	85.120	1328	15,6	2959	12,7	26	1981-2002

\* A área indicada se refere à área de drenagem delimitada pela estação sedimentométrica para qual foram encontrados os resultados apresentados e não corresponde a área total da bacia de cada rio; q é a vazão específica de água; Q<sub>ss</sub> é a descarga sólida específica de sedimentos

Foi ainda verificado que, o volume de sedimentos gerados nos últimos anos ficou depositado no Pantanal (zona de sedimentação), com um total aproximado de 58%, representando uma camada uniforme entre 0,062 e 0,33 mm ano<sup>-1</sup>, podendo ter chegado a 8,6 mm ano<sup>-1</sup>, totalizado nos 25 anos de estudo considerados (BARBEDO *et al.*, 2005).

Os valores para a bacia do rio Iguaçu apresentaram uma degradação do solo, que variou entre 0,019 a 0,049 mm ano<sup>-1</sup>. Estes valores foram encontrados à partir da carga em suspensão, em que se considerou o peso específico aparente do sedimento igual a 1,6 ton m<sup>-3</sup> (LOPES *et al.*, 2005).

### 2.6.1 Sedimentos e qualidade ambiental

O conhecimento da descarga sólida é necessário para análises de degradação de uma bacia, verificação da qualidade d'água para abastecimento, estudos de assoreamento de rios e reservatórios, estudos de assoreamento na posição de obras fluviais, bem como para diversas outras pesquisas ambientais e de engenharia.

A concentração de sedimentos em suspensão transmite importante informação de um curso de água. Um rio com alta concentração de sedimentos é normalmente um rio "barrento". Como os sedimentos carregam outros elementos para o curso de água, é comum a ocorrência de contaminação quando sua concentração é elevada.

Os sedimentos exercem grande influência nos parâmetros de qualidade das águas, uma vez que, ao serem transportados para os cursos d'água, carregam consigo outros elementos de poluição (XIAO-LONG *et al.*, 2007; BOUZA-DEAÑO *et al.*, 2008;

SUTTON E FISHER, 2009; WEI *et al.*, 2009). Além disso, os rios com alta concentração de sedimentos podem trazer problemas aos sistemas de captação e tratamento de água (LEITE E ANDREOLI, 2005).

## **2.7 Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá**

Uma bacia hidrográfica possui valores característicos devido à sua extensão e tamanho. Quando o fator de forma e coeficiente de compacidade são determinados, de uma forma simples, a bacia pode ser classificada como mais ou menos sujeita à concentração de água quando da ocorrência de chuvas.

Quanto menor o fator forma de uma bacia (determinado a partir do valor da área da bacia, dividido pelo valor da extensão do curso de água elevado ao quadrado), menores são as chances de ocorrer concentração de água em eventos de prolongada precipitação. Em relação ao coeficiente de compacidade (relação entre o perímetro da bacia e a circunferência da área igual a da bacia), sabe-se que quanto mais irregular for a forma de uma bacia, maior será seu valor e menor será o tempo de concentração de água na bacia. Valores de compacidade próximos a 1, indicam que mais circular será a forma da bacia, podendo reter por mais tempo as águas pluviais nos períodos chuvosos (VILLELA E MATTOS (1975), citados por COSTA *et al.* (2007).

A área de drenagem da bacia do ribeirão Maringá a caracteriza como uma bacia de tamanho médio, de acordo com BORSATO E MARTONI (2004). O coeficiente de compacidade da bacia do ribeirão Maringá é de 1,32 a 1,34, de acordo com BORSATO E MARTONI (2004) e SALA (2005), respectivamente. Dessa forma, este coeficiente indica que esta bacia não está muito sujeita às enchentes, uma vez que, devido à sua forma alongada e maior área, dificilmente a bacia toda contribui de uma só vez para os eventos de cheia.

Além disso, a bacia do ribeirão Maringá apresenta pequeno valor de fator de forma (0,134 de acordo com SALA (2005) e 0,17 segundo BORSATO E MARTONI (2004)), confirmando a tendência da mesma não sujeita à enchentes.

Entretanto, é preciso não esquecer que existem interferências na dinâmica ambiental do sistema, tais como, a rápida resposta dos canais fluviais da bacia nos eventos pluviométricos. Essas rápidas respostas acarretam em um aumento muito grande na vazão de água nas redes de drenagem. Essas vazões se intensificam em volume e velocidade, em função do adensamento urbano que ocorre a montante da bacia (SALA, 2005).

O sistema de drenagem de uma bacia é constituído pelo canal principal e seus afluentes ou tributários. A fim de se determinar o grau de ramificação ou bifurcação de uma bacia, HORTON (1945) e STRAHLER (1957), citados em TUCCI (1997), propuseram critérios para o ordenamento dos canais da rede de drenagem. No sistema proposto por STRAHLER, todos os canais sem tributários são de primeira ordem, os canais de segunda ordem originam-se da confluência de dois canais de primeira ordem, podendo ter tributários também de primeira ordem; os canais de terceira ordem originam-se da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber tributários de segunda e primeira ordens e assim por diante. A ordem da bacia será determinada pelo canal de ordem maior. A ordem dos rios é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro de uma bacia.

A Figura II.8 mostra a classificação da ordenação dos canais da bacia do ribeirão Maringá, feito por BORSATO E MARTONI (2004), seguindo o sistema de ordenamento de STRAHLER. A ordem da rede de drenagem resultante é a de ordem 3. Pode-se verificar também, que o comprimento médio dos canais de ordem 3 é maior que o de ordem 2, que por sua vez é maior que o de ordem 1, e há uma grande semelhança entre os valores de relação de comprimento entre as ordens 1 e 2, e 2 e 3, respeitando a lei dos comprimentos dos canais (BORSATO E MARTONI, 2004).

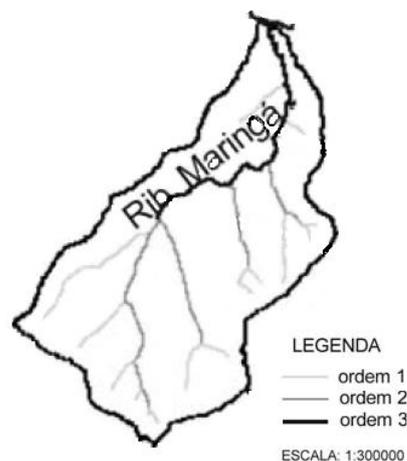


Figura II. 8 – Ordenamento dos canais da bacia do ribeirão Maringá (Fonte: BORSATO E MARTONI, 2004)

O modo como o espaço é ocupado pelo homem pode promover mudanças na paisagem. Segundo ZAMUNER *et al.* (2002) o traçado-urbano viário, projetado na inauguração da cidade de Maringá, continha características próprias, definidas de acordo com a topografia da região, apresentando forma de tabuleiro de xadrez quando acompanha

áreas com suaves variações no relevo ou quase planas, e na forma semi-radial, nas áreas que se caracterizam como sendo colinas, com o intuito de diminuir a velocidade das águas de chuva.

Porém, o rápido processo de urbanização, que afetou vários núcleos urbanos da região norte e noroeste do Paraná, decorrente das transformações ocorridas no campo na década de 70, levou ao rompimento dos princípios norteadores do projeto original, proposto pela Companhia Melhoramentos Norte do Paraná, para a cidade. O aumento rápido da população urbana, gerado pelo êxodo rural, acabou levando a um desenvolvimento urbano sem planejamento ou com projetos e práticas de parcelamento de solos que são inadequados e deficientes (ZAMUNER *et al.*, 2002; QUEIROZ *et al.*, 2002).

A Figura II.9 apresenta o crescimento populacional ocorrido na cidade de Maringá entre os anos de 1950 e 2000.

O processo de urbanização gera superfícies impermeabilizadas devido à presença de asfaltos, áreas cimentadas e telhados, as quais não permitem a infiltração das águas da chuva no solo, interrompem o ciclo hidrológico e aumentam o deflúvio superficial. Estudos apontam que os impactos humanos aumentam o escoamento superficial e os picos de vazão, reduzindo o fluxo de base e o tempo entre a chuva e o escoamento superficial (LIQUETE *et al.*, 2009).

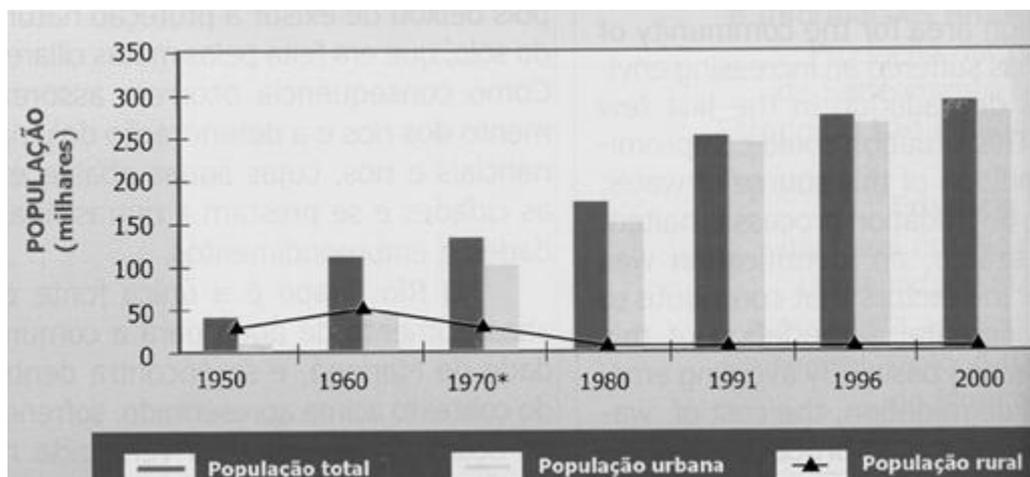


Figura II. 9 – Crescimento populacional apresentado pela cidade de Maringá (Fonte: CASSARO E CARREIRA, 2001)

A Figura II.10 apresenta a ocupação urbana em relação à área do município. Percebe-se que a área urbana é expressiva e, que uma grande quantidade de córregos tem suas nascentes localizadas na área urbana.

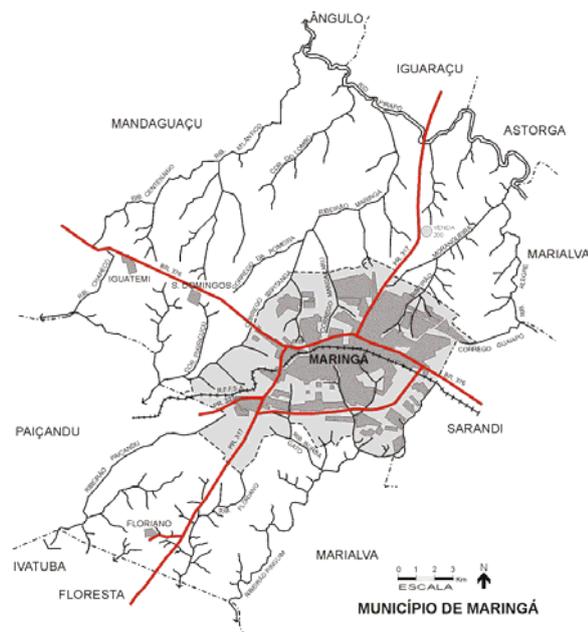


Figura II. 10 – Município de Maringá (Fonte: PMM, 2009)

A ação antrópica nos fundos de vale pode desencadear uma série de distúrbios e desequilíbrios no ambiente como, destruição das vegetações nativas, mudanças nos caminhos preferenciais de escoamento superficial das águas pluviais, enchentes e assoreamento dos canais.

No município de Maringá, instituiu-se o projeto de lei complementar N° 193/97, que estabelece a proibição de construções ou práticas agrícolas nas margens dos córregos, bem como a recomposição vegetal, preferencialmente com variedades nativas (QUEIROZ, *et al.*, 2002). De acordo com o projeto de lei complementar são de preservação ambiental as áreas compreendidas num raio de 50 metros em torno das nascentes e numa distância de 30 metros a partir dos leitos dos córregos, em cada uma de suas margens.

Porém, nem todos os trechos dos rios apresentam estas características, tanto em meio urbano, quanto em meio rural, apresentando trechos com cultivo, vegetação rasteira, vegetação rasteira com arbórea, matas e edificações. A ocupação das áreas próximas ao curso hídrico, por vezes, ocorre sem planejamento e sem preocupação com a preservação da mata ciliar ou com a qualidade da água (QUEIROZ, *et al.*, 2002).

De acordo com MELLO (2009) os usos e ocupação do solo da bacia do ribeirão Maringá se resumem em: urbanização, vegetação e culturas temporárias. Estes usos e ocupações podem ser observados na Figura II.11, sendo que as porcentagens de uso e

ocupação identificados foram: 63,7% de áreas com culturas temporárias; 7,2 % de cobertura por vegetação; e 29,1% com presença urbana .

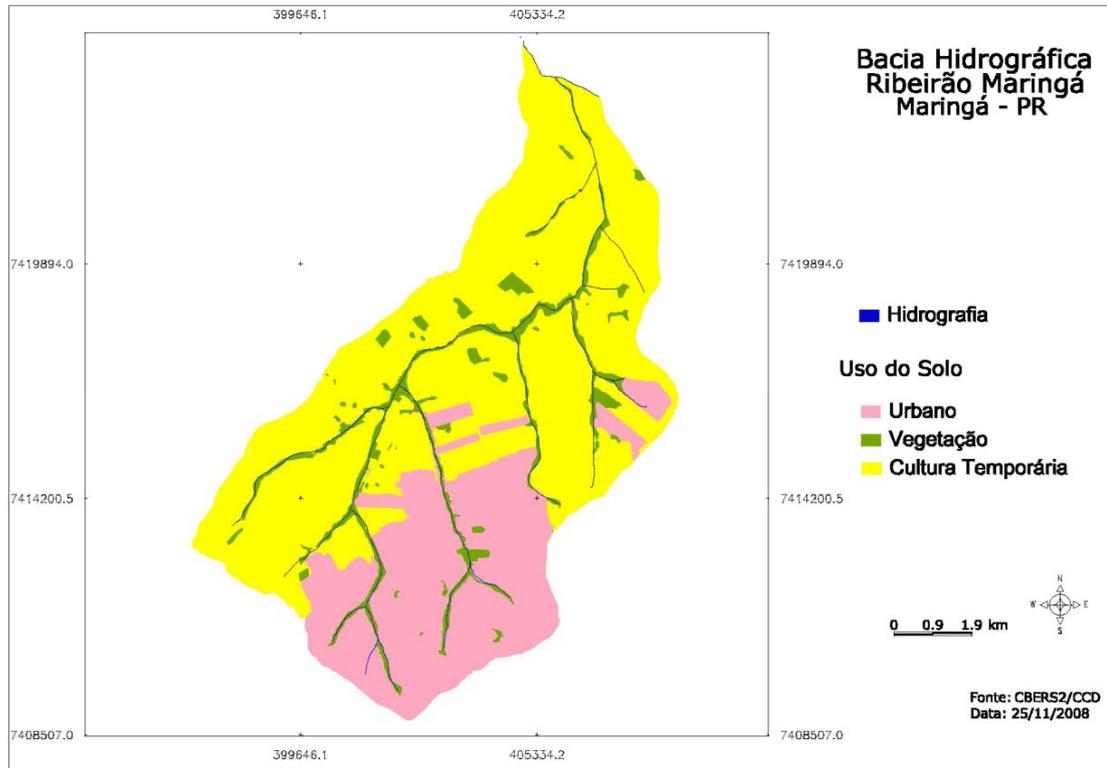


Figura II. 11 – Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá (Fonte: MELLO, 2009; imagem Nov/2008)

Na bacia do ribeirão Maringá, três tipos de solos são predominantes: o Latossolo Vermelho férreo (distroférrico e/ou eutroférrico), derivado do basalto, ocorrendo em menor proporção apenas nas áreas mais planas de topo na bacia; os Nitossolos Vermelhos distroférricos com características latossólicas que se desenvolvem nas áreas de média vertente e ocupam quase toda área da bacia; os Neossolos Flúvicos com características aluvial (hidromórficos) que são encontrados próximos a alguns canais de drenagem.

A classe do Latossolo Vermelho de textura média, originados do arenito, encontra-se em uma área restrita a oeste da bacia, próximo ao córrego Romeira. E no setor leste da bacia, na parte média a inferior, próximo às pedreiras, verifica-se a presença de solos rasos, formados a partir da associação de Neossolos Litólicos e Cambissolos.

Próximo às áreas de várzeas, nesse mesmo setor e na confluência dos corpos d'água tributários com o ribeirão Maringá, também foi verificado a presença de Gleissolos, que possuem pouca profundidade e presença de rocha impermeável, podendo favorecer a elevação do lençol freático, principalmente em épocas de chuva (SALA, 2005).

Os solos na região de Maringá por serem argilosos apresentam, geralmente, condições ideais para o desenvolvimento das plantas, uma vez que possuem excelentes características químicas como: alto poder tamponante, retenção de nutrientes e água para as plantas, grande resistência, isto é, maior capacidade de resistir às adversidades do meio, do que solos muito arenosos ou pedregosos. Desta forma, estes solos são propícios para atividades agrícolas (PERUÇO, 2004) e de fato a bacia do ribeirão Maringá e também do rio Pirapó, possuem boa parte de sua área utilizada em culturas temporárias de soja, arroz, milho e o trigo (SALA, 2005; ALVES, 2006).

O perfil longitudinal do ribeirão Maringá mostra uma declividade bastante elevada de sua nascente até cerca de um quarto de seu comprimento, mas que reduz drasticamente até a foz, resultando em valores médios baixíssimos de declividade (BORSATO E MARTONI, 2004). No setor da bacia do ribeirão Maringá, onde se localizam a maioria das nascentes, as cotas predominantes variam de 515 m a 600m de altitude.

Dessa forma, esta região da bacia tem tendência natural à ocorrência de escoamentos de maior velocidade, e aliado ao fator físico, sabe-se, então, da presença de impermeabilização, que é um fator agravante tanto para o aumento da velocidade superficial, bem como para a concentração das águas pluviais, durante um evento de chuva. Em contrapartida, o setor jusante da bacia, com cotas altimétricas menores e também sem interferência urbana, possui, a princípio, tendência de menores velocidades e fluxos durante um evento de chuva (SALA, 2005), porém, pelo fato do ribeirão ter um curso de água grande, com muitos tributários, pode-se inferir que haverá um grande aumento de vazão em direção à foz (BORSATO E MARTONI, 2004).

## CAPÍTULO III

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 Caracterização físico-química e biológica das águas

Para o estudo dos parâmetros físico-químicos e biológicos, seis pontos de amostragem de água foram estabelecidos, quatro pontos na bacia do ribeirão Maringá e dois pontos de coleta no rio Pirapó. A escolha dos pontos foi realizada de acordo com a facilidade de acesso de forma a permitir que a coleta ocorresse com menos riscos.

Os pontos escolhidos para as coletas foram: pontos 1 e 2 (PTO 1 e PTO 2), localizados nos córregos Mandacaru e Romeira, respectivamente. Todo o trecho do córrego representado pelo ponto de coleta 1 encontra-se em área urbana. O córrego no qual está localizado o ponto 2 tem toda sua extensão em área rural. Os pontos 3 e 5 (PTO 3 e PTO 5) localizavam-se no ribeirão Maringá. O ponto 3 era logo após o despejo de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), e o ponto 5 próximo à confluência do ribeirão Maringá com o rio Pirapó.

Os pontos 4 e 6 (PTO 4 e PTO 6) estavam localizados no rio Pirapó, a jusante e a montante da confluência com o ribeirão Maringá, respectivamente. A visualização das localizações dos pontos de amostragem pode ser feita por meio da Figura III. 1.

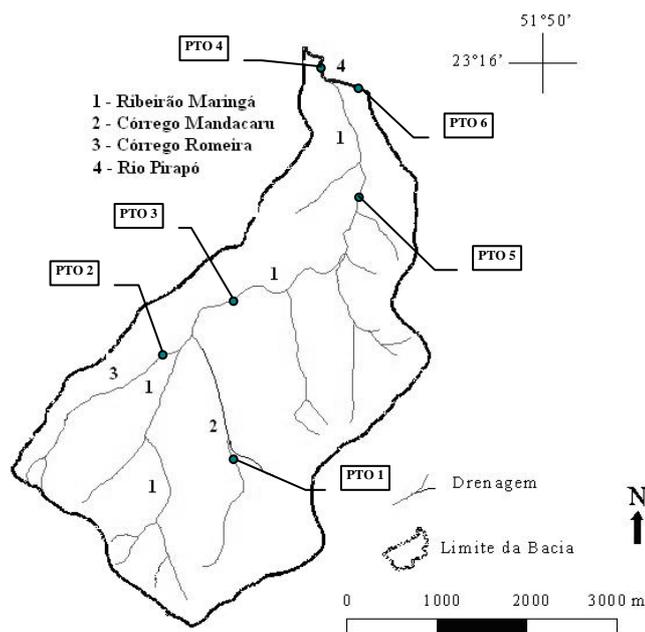


Figura III. 1– Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá

As campanhas de coleta de amostras de água ocorreram mensalmente, sempre no período da manhã. Após cada coleta, as amostras eram preservadas por resfriamento, acidificadas, de acordo com o especificado pela literatura (APHA, 1995). As quantidades coletadas variaram de acordo com a análise a ser realizada, porém, sempre excederam o valor recomendado para garantir representatividade. As análises, sobretudo as análises biológicas, eram realizadas o mais rápido possível após a coleta (no máximo 7 horas após a coleta).

Dados de temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) eram determinados *in situ*, no momento da coleta da água, por meio de equipamentos portáteis.

Os seguintes parâmetros físico-químicos e biológicos eram determinados em laboratório: turbidez (TB), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST), sólidos filtráveis e não-filtráveis, nitrito, nitrato, nitrogênio kjeldhal, fósforo total (FT) e coliformes fecais (CF). A concentração de metais foi determinada para as amostras líquidas e para os sedimentos de fundo dos canais. Os metais determinados foram: alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco.

### **3.2 Coleta de sedimentos para determinação dos metais**

As amostragens para a coleta de sedimentos foram realizadas nos meses de junho, julho e agosto de 2009. As amostras de sedimento coletadas para a determinação dos metais eram retiradas dos leitos dos córregos Romeira e Mandacaru, ribeirão Maringá e rio Pirapó, nos mesmos locais de amostragem da água.

A coleta do material era feita com o auxílio de um coletor tipo balde, o qual era levado até o fundo do canal com o auxílio de uma haste, na ponta da qual esse recipiente era amarado. Com este aparato, o material do fundo dos canais era recolhido pelo processo de raspagem, trazido à superfície, colocado em um recipiente maior e, depois de retirada uma parte da água, acondicionado em frascos com tampa e levado ao laboratório.

Para cada ponto de amostragem realizou-se mais de uma coleta. O sedimento era retirado de áreas próximas às margens e do meio do canal, entretanto, para o rio Pirapó, apenas sedimentos próximos às margens eram coletados.

### **3.3 Determinação dos parâmetros de qualidade da água**

Os parâmetros físico-químicos e biológicos foram determinados segundo os seguintes procedimentos:

### *Temperatura da água (T)*

A leitura da temperatura da água era realizada diretamente na água, com aparelho de campo da DIGIMED Instrumentação Analítica. A medida era dada em °C.

### *pH*

A medida do pH foi realizada diretamente na água em cada ponto de coleta com aparelho de campo da DIGIMED Instrumentação Analítica.

### *Oxigênio dissolvido (OD)*

A concentração de oxigênio era determinada diretamente na água, por meio de oxímetro, pelo Método do Eletrodo de Membranas (DIGIMED). Esse aparelho forneceu a concentração de oxigênio dissolvido na água em  $\text{mg L}^{-1}$ .

### *Turbidez (TB)*

A determinação dos valores da turbidez da água era realizada no laboratório, utilizando turbidímetro APTO 1000II, o qual forneceu as leituras em unidades nefelométricas de turbidez (NTU).

### *Sólidos totais (ST), sólidos filtráveis e não-filtráveis*

A determinação da concentração de sólidos totais, filtráveis e não-filtráveis da água era feita em laboratório, segundo a metodologia descrita pelo American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995) (ANEXO I).

### *Nitrogênio total (NT)*

#### Nitrito

A determinação da concentração de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) era realizada por meio do método Diazotization Method, metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010, com precisão de  $\pm 0,0011 \text{ mg L}^{-1}$  (ANEXO II).

#### Nitrato

A determinação da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) era realizada por meio do método Cadmium Reduction Method, metodologia descrita pelo equipamento Portable

Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010, com precisão de  $\pm 0,10 \text{ mg L}^{-1}$  (ANEXO III).

#### Nitrogênio Kjeldhal (NTK)

O Nitrogênio Kjeldhal era determinado segundo a metodologia descrita pelo American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995). Analiticamente, as formas orgânica e amoniacal do nitrogênio podem ser quantificadas juntas, por meio de procedimentos próprios - Método Macro-Kjeldhal e Método Semi-micro-Kjeldhal. O nitrogênio combinado (orgânico e amoniacal), obtido por meio do uso de uma destas técnicas, é denominado nitrogênio Kjeldhal ou nitrogênio total Kjeldhal (NTK), refletindo o método analítico empregado. Os resultados obtidos por este método fornecem resultados em unidade de  $\text{mg L}^{-1}$ .

#### *Fósforo Total (FT)*

A determinação das concentrações de fósforo, de íon fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e de anidrido fosfórico ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) na água, era realizada por meio do método do ácido ascórbico, após digestão com persulfato, segundo metodologia do Manual de análises físico-químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias (SILVA E OLIVEIRA, 2001).

#### *Demanda química de oxigênio (DQO)*

A determinação da DQO era feita de acordo com o procedimento constante do ANEXO IV. A unidade de DQO é  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ .

#### *Metais Pesados*

A concentração dos metais alumínio, ferro, cobre, chumbo, zinco, manganês, cromo, cobalto, níquel, bário e cádmio foi determinada na água e nos sedimentos. A quantificação destes metais era realizada por digestão (ANEXO V) e após esta, por absorção atômica, em espectrometro SpectrAA. B50, segundo a metodologia descrita pela Analytical Methods for Flame Spectroscopy.

A concentração dos metais era dada em  $\text{mg L}^{-1}$  e  $\text{mg kg}^{-1}$  para as amostras de água e sedimentos, respectivamente.

### *Parâmetros Biológicos*

Os indicadores de poluição biológica, coliformes fecais, (CF) eram quantificados por meio das placas para contagem de coliformes fecais da 3M Petrifilm, segundo o método AOAC (991.14), (ANEXO VI). Os resultados eram dados em unidades formadoras de colônias por 100 mL de amostra, UFC 100 mL<sup>-1</sup>.

### *Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)*

A determinação da DBO era realizada de acordo com a metodologia indicada no APHA (1995). As unidades deste parâmetro eram dadas em mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>.

## **3.4 IQA**

O índice de qualidade da água, IQA, era determinado utilizando-se a Equação 1.

## **3.5 Coeficiente de correlação de Spearman**

A determinação dos coeficientes de correlação de Spearman foi determinado utilizando-se o software Statística<sup>®</sup>.

## **3.6 Avaliação do transporte fluvial**

### **3.6.1 Locais de coleta**

A avaliação do transporte fluvial era feita a partir de coletas de sedimentos em pontos situados em canais da bacia do ribeirão Maringá.

Na bacia deste ribeirão foram estabelecidos 4 pontos de coleta, um ponto no córrego Mandacaru, um no córrego Romeira e dois no ribeirão Maringá. Os pontos no ribeirão Maringá localizavam-se no trecho logo a jusante do lançamento da Estação de Tratamento de Esgoto de Maringá e no trecho mais próximo à confluência com o rio Pirapó. Na Figura III. 2 é possível observar os pontos de determinação do transporte fluvial.

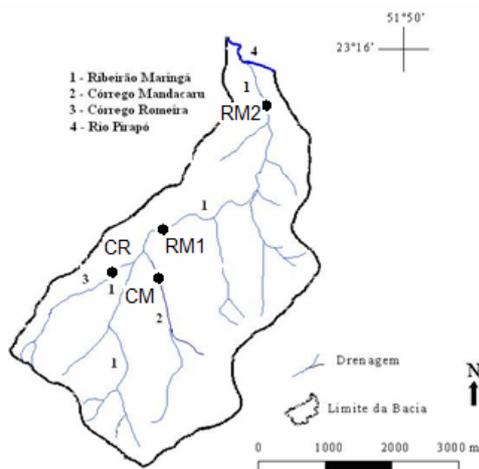


Figura III. 2 – Bacia hidrográfica do ribeirão Maringá e pontos de amostragem de sedimentos

### 3.6.2 Carga suspensa

Para a avaliação da carga suspensa, as amostragens eram efetuadas mensalmente e após eventos de chuva.

Para o cálculo da quantidade total em suspensão transportada, era necessário o cálculo da vazão. Desta forma, para cada ponto de coleta de amostras, primeiramente era determinada a vazão, a qual era calculada por meio da velocidade e da área transversal molhada do rio.

#### *Cálculo da velocidade e da vazão*

Para as amostragens mensais de medidas de vazão, o método utilizado era o de amostragem por igual incremento de largura (IIL), conforme CARVALHO (1994). Para se determinar a descarga líquida, inicialmente era obtida a largura da seção transversal do rio, em seguida esta seção era dividida numa série de verticais igualmente espaçadas, as quais eram as mesmas para a coleta das amostras de água.

Em cada vertical era determinada a velocidade média, a velocidade de trânsito, que é a velocidade que o amostrador era abaixado e retornado a superfície na coleta da água, e o tempo mínimo de amostragem em cada vertical, para a coleta da mistura água/sedimento.

A determinação da velocidade média era realizada com a ajuda de um micro-molinete fluviométrico. De acordo com DNAEE (1977), citado em SANTOS *et al.* (2001), dependendo da profundidade do canal, pode-se ter até 6 medidas de velocidade em cada vertical estabelecida na seção transversal do rio. Se a profundidade do rio é pequena (0,15

a 0,6 m), poder-se-á utilizar uma tomada de velocidade, à 0,6 da profundidade total. Se a profundidade da vertical varia entre 0,6 e 1,2 m, tomadas de velocidade devem ser realizadas à 0,2 e 0,8 da profundidade total.

Considerando que um maior número de medições de velocidade nas verticais pode reduzir os erros na determinação da velocidade média na vertical de medida, um número maior de medidas de velocidade foram tomadas em relação ao citado em literatura.

Dessa forma, as velocidades médias das verticais eram obtidas por meio de três tomadas de velocidade em cada uma das verticais com profundidade maior do que 0,2 m. Para verticais com profundidade menor do que 0,2 m, uma tomada de velocidade era realizada.

A velocidade média para cada vertical foi obtida pelas seguintes equações:

$$V_m = V_{0,6}, \quad 8$$

para profundidades menores do que 0,2 m e:

$$V_m = (V_{0,2} + 2V_{0,6} + V_{0,8})/4, \quad 9$$

para profundidades maiores do que 0,2 m.

Após determinadas as velocidades nos pontos da seção e de suas profundidades, era possível encontrar a descarga líquida em função da sua área aproximada, a qual é dada pela porção da seção transversal de influência de cada vertical. A área de influência para cada vertical era dada pela distância média entre cada vertical, vezes a profundidade da vertical (Figura III.3). Para determinar as áreas de influência da vazão nas margens, considerou-se a área como sendo a aproximação da área de um triângulo.

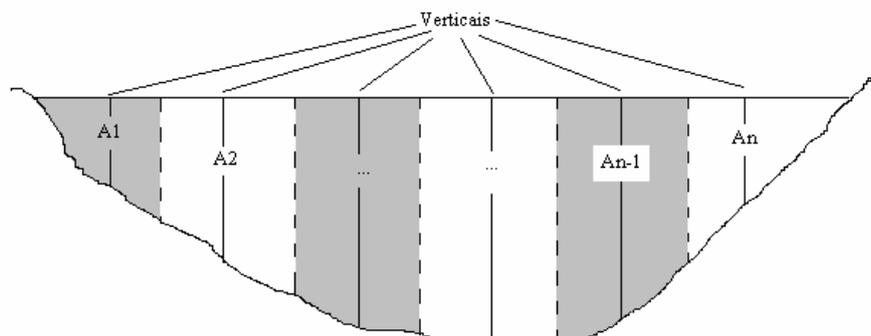


Figura III. 3 – Influência das áreas para cada vertical (adaptado de SANTOS *et al.*, 2001)

A vazão total é dada pelo somatório dos produtos da velocidade para cada vertical pela área de influência de cada vertical:

$$Q_{total} = \sum_{i=1}^n v_i A_i \quad 10$$

em que:

$Q_{total}$  = vazão líquida total, em  $m^3 s^{-1}$ ;

n = número de verticais;

$v_i$  = velocidade média na seção i,  $m s^{-1}$ ;

$A_i$  = área transversal na seção i, em  $m^2$ .

As tomadas de velocidade e de vazão, determinadas à partir de outubro de 2008, foram realizadas por meio de um medidor de vazão da marca Sontek, o FlowTracker.

#### *Coleta da mistura água/sedimento*

Após obtidas as velocidades e as áreas de influência de cada uma das verticais, retomava-se o processo de igual incremento de largura para a coleta de amostra. O equipamento utilizado para a coleta da água era o amostrador USDH-48 (Figura III.4). Este amostrador é bastante utilizado e mostra-se eficiente na determinação dos sólidos transportados em rios de médio e pequeno portes (TESSARO *et al.*, 2007).



Figura III. 4 – Amostrador USDH-48

A coleta era realizada da seguinte maneira: o amostrador era abaixado no fluxo de água (integração na vertical) a uma velocidade constante até o fundo do rio, instantaneamente revertido e então levantado novamente para a superfície da água a uma taxa uniforme, durante um tempo mínimo de amostragem, calculado em função da velocidade e profundidade do rio.

O bico de coleta do amostrador deveria ser escolhido em função da velocidade do fluxo. Para determinação do tempo mínimo, utilizava-se a maior velocidade média atingida nas verticais e a profundidade desta vertical. Como apenas um bico estava disponível

(1/4''), utilizou-se a seguinte equação para determinar o tempo mínimo de amostragem (CARVALHO, 1994):

$$t_{\min} = \frac{2p}{v_t} = \frac{2p}{0,4V_m} \quad 11$$

em que:

$V_m$  = velocidade média da corrente na vertical de amostragem,  $m s^{-1}$ ;

$v_t$  = velocidade de trânsito do amostrador,  $m s^{-1}$ ;

$p$  = profundidade da vertical de amostragem, m;

$t_{\min}$  = tempo mínimo para a coleta da amostra, s.

Determinado o tempo mínimo para o ponto de maior velocidade, estabelecia-se os demais tempos, proporcionalmente em relação às suas profundidades. Após a determinação de todos os tempos, procedia-se à coleta da amostra para cada vertical.

Para o levantamento, realizado segundo o método de integração, as diferentes amostras de cada vertical eram recolhidas em garrafas individuais e, ao final do levantamento, homogeneizadas em um único recipiente, sendo que um mínimo de 1 litro era coletado para a determinação dos sólidos dissolvidos.

O volume de amostra que deve ser coletada varia, dependendo da concentração de sedimentos em suspensão esperada. Na Tabela III.1 é possível verificar a quantidade de mistura água/sedimento que deve ser coletada.

Tabela III. 1 – Quantidade de amostra a ser coletada em função da concentração de sedimentos (CARVALHO, 1994)

Concentração esperada de sedimento em suspensão (ppm)	Volume da amostra (L)
> 100	1
50 a 100	2
20 a 30	5
< 20	10

Após a amostragem por integração em campo, as amostras eram acondicionadas em ambiente refrigerado (recipiente com gelo), tomando o cuidado de evitar o congelamento; as garrafas eram remetidas ao laboratório, ao abrigo da luz.

### *Determinação dos sólidos na amostra de água*

A determinação dos sólidos suspensos foi realizada pelos métodos de filtração ou de evaporação.

No processo de filtração, quando da chegada das amostras ao laboratório, estas eram filtradas em membranas com um mínimo de 0,45 µm de diâmetro de poro. As membranas eram secas em estufa a uma temperatura entre 100-110°C durante doze horas, após eram pesadas. A concentração de material em suspensão, para o respectivo volume de amostra que foi efetivamente filtrado, era determinada por meio da diferença entre a massa da membrana antes e depois da filtração (APHA, 1995).

Antes da filtração a amostra era agitada, no mínimo 10 vezes, para ressuspender o material que porventura já tivesse se depositado no fundo do recipiente, e o material que se depositou nas paredes da unidade de filtração era retirado com o auxílio de um pisete contendo água filtrada e desmineralizada.

No método da evaporação deixava-se a amostra em repouso por 24 horas, em temperatura ambiente. Após este período, retirava-se o excesso de líquido isento de sedimento. Importante e necessária era a determinação da quantidade de sais solúveis, feita pela retirada de três amostras de 50mL da parte isenta de sedimento (água sobrenadante após 24 horas de repouso), secagem em estufa e obtenção do valor médio dos sais solúveis. Caso essas porções apresentassem coloração amarelada, poder-se-ia ter a presença de colóides ou argila fina, devendo as amostras ser passadas por um filtro de pequena porosidade. Se a água estivesse com coloração após o repouso de um ou dois dias, convinha que a retirada do excesso fosse realizada em banho-maria. A amostra água-sedimento reduzida era, então, colocada em recipiente adequado à evaporação e levada à estufa para secagem, à 103°C. Depois de alguns instantes ou horas, quando o sedimento se apresentasse visualmente seco, deixava-se por mais duas horas na estufa, após era levado ao dessecador e depois pesado (CARVALHO *et al.*, 2000).

Para a determinação da concentração dos sólidos totais na água, evaporou-se uma quantidade de amostra de água, 100 mL, em uma cápsula de porcelana. Após 12 horas, a cápsula era pesada e a diferença entre as massas inicial e final era encontrada, associada aos sólidos totais.

Depois de determinada a concentração dos sólidos, o cálculo da vazão sólida era feito por meio da Equação 2.

### 3.6.3 Carga de fundo

A metodologia utilizada para a avaliação da carga de fundo consistiu na utilização de amostrador desenvolvido na oficina do Departamento de Engenharia Química - UEM, baseando-se no modelo Helley Smith. Este amostrador possui um bocal quadrado divergente, um saco de amostragem e uma armação para dar peso e equilíbrio ao amostrador (Figura III.5). As medidas diretas da descarga de fundo eram feitas nas verticais localizadas a 1/4, 1/2 e 3/4 da largura da seção, quando possível. Em cada um destes pontos da seção, o amostrador era apoiado no leito e permaneceu em repouso durante aproximadamente 2 minutos.

A quantidade de sedimento transportado era calculada pelo montante de material que entrou no amostrador no tempo estabelecido (SCAPIN, 2005).



Figura III. 5 – Amostrador original Helley-Smith

A Figura III.6 apresenta o equipamento tipo Helley-Smith desenvolvido para a coleta do material de fundo.



Figura III. 6 – Amostrador utilizado para coleta de material do fundo dos canais, adaptado do amostrador Helley-Smith

A coleta de amostra para a caracterização do material de leito foi feita por raspagem, com a ajuda do próprio amostrador de material de fundo, sem a saca e, com a parte de saída fechada, deixando-se uma pequena parte para a passagem da água. A determinação da granulometria do material era realizada da mesma forma que a metodologia utilizada para determinação da granulometria do solo e foi realizada pelo Laboratório de Mecânica dos Solos da Universidade Estadual de Maringá – Departamento de Engenharia Civil, de acordo com a NBR 7181/84.

### 3.7 Avaliação da erosão marginal no canal do ribeirão Maringá

A determinação da erosão das margens foi realizada por meio de medidas de pinos inseridos nas margens do canal do ribeirão Maringá. A Figura III.7 apresenta os cinco pontos de monitoramento da erosão.



Figura III. 7 – Locais de monitoramento de erosão das margens

O procedimento consistiu na inserção de pinos metálicos, de comprimento conhecido, na margem do canal, deixando-se uma parte exposta. Após um determinado período de tempo os pinos eram verificados, a parte exposta era medida, e os pinos eram aprofundados até voltarem ao comprimento inicial de exposição. Essa metodologia vem sendo utilizada na avaliação da erosão marginal do rio Paraná desde o final da década de 1980 (FERNANDEZ, 1990; ROCHA E SOUZA FILHO 1996; 1999).

A disposição dos pinos de medida de margem foi feita da seguinte forma: 3 linhas verticais de pinos foram inseridas na margem direita (MD) e 3 linhas na margem esquerda

(ME). Cada uma das linhas apresentava 3 pinos; desta forma, 9 pinos foram inseridos em cada uma das margens, como apresentado pela Figura III.8. Em um dos pontos não foi possível a inserção da terceira linha de pinos e, em algumas linhas, não foi possível a colocação do terceiro pino. A altura de cada um dos pinos foi medida em relação ao nível da água, no dia da colocação dos mesmos. As distâncias entre as linhas variaram, de forma que os pinos foram inseridos em locais onde as margens apresentaram-se mais retilíneas.

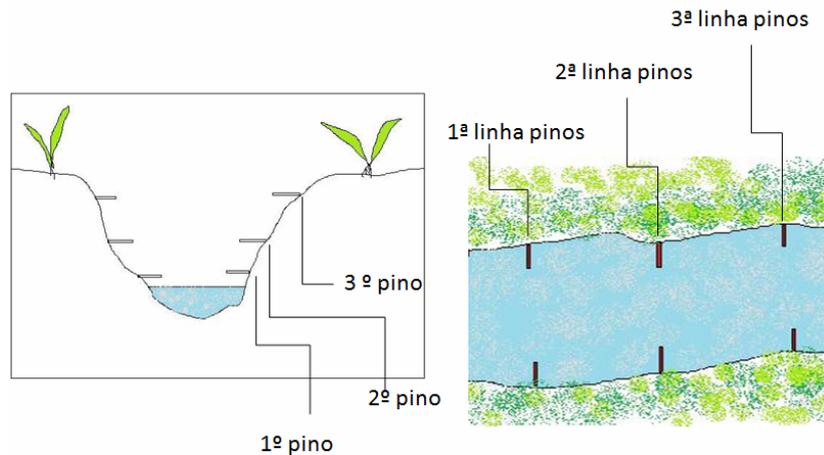


Figura III. 8 – Disposição dos pinos nas margens do canal do ribeirão Maringá

O percentual de erosão das margens foi obtido pelo método proposto por WOLMAN (1959), citado por ANTONELI (2004). Os pinos utilizados eram vergalhões de ferro de 4 mm de diâmetro e 40 cm de comprimento.

Para calcular a erosão das margens, utilizou-se a seguinte equação:

$$Ea = Pe - Pi \quad 12$$

em que:

Ea = erosão mensal acumulada;

Pe = comprimento do pino exposto pela erosão, cm;

Pi = comprimento inicial do pino, cm.

Para a determinação da magnitude mensal, utilizou-se a Equação 13:

$$Mgm = \frac{Ea - Pe}{Nm} \quad 13$$

em que:

Mgm = magnitude mensal da erosão da margem;

Nm = número de meses de monitoramento.

Para a magnitude diária de erosão a Equação 14 era utilizada:

$$Mgd = \frac{Pi - Pem}{Nd}$$

14

em que:

Mgd = magnitude diária da erosão da margem;

Pem = pino exposto mensalmente, cm;

Nd = número de dias entre as mensurações.

## CAPÍTULO IV

---

---

### 4. RESULTADOS

#### 4.1 Qualidade da água

##### 4.1.1 Parâmetros físico-químicos e biológicos

Os resultados do monitoramento sobre os parâmetros de qualidade da água, realizado nos córregos Romeira e Mandacaru, ribeirão Maringá e rio Pirapó, estão apresentados nas Tabelas IV.1, IV.2 e IV.3, como valores máximos, mínimos e médios, bem como os coeficientes de variação (CV). Os resultados de todas as análises realizadas estão apresentados no Apêndice I, Tabelas A1 a A5.

Os resultados do monitoramento na bacia do ribeirão Maringá, para os seis trechos estudados, foram analisados estatisticamente por meio do teste de Lilliefors (BARBETTA, 2004). Por meio deste teste foi possível avaliar a aderência destes dados à uma distribuição normal.

Para os parâmetros que não apresentaram distribuição normal, as médias foram determinadas pelo estimador mínimo de variância, utilizando a função de transformação  $\ln(x)$  (GILBERT, 1987). O procedimento de cálculo do teste de Lilliefors e da determinação das novas médias e dos desvios padrão estão apresentados no Apêndice II.

Os valores apresentados nas Tabelas IV.1 a IV.3 que estão acompanhados do índice 1 superescrito foram determinados por meio da transformação dos dados. É importante ressaltar que a maior parte dos dados apresentou distribuição não-normal.

A Portaria da extinta SUREHMA, N° 004/91 de 21 de março de 1991, enquadrou os cursos de água da bacia do rio Pirapó, como rios de classe 2, com exceção do córrego Mandacaru, o qual é enquadrado como rio de classe 3. Desta forma os resultados aqui apresentados serão discutidos à luz dos padrões estabelecidos na Resolução n°. 357 do CONAMA, do ano de 2005, para rios destas classes.

A resolução especifica que os valores estabelecidos para os parâmetros qualidade devem ser considerados de acordo com a vazão de referência do ambiente lótico. A Agência Nacional de Águas, ANA, adota a vazão de referência como sendo a  $Q_{95}$ , a qual indica que as vazões são maiores ou iguais a ela durante 95% do tempo.

Como não há uma série histórica de medidas de vazão para os córregos e o ribeirão estudados, e as medidas de vazão efetuadas não correspondem aos dias de coleta de água,

os resultados obtidos dos parâmetros de qualidade serão discutidos diretamente em relação aos valores da legislação, sem considerar a vazão de referência.

Tabela IV. 1– Valores obtidos para os parâmetros estudados para os córregos Mandacaru e Romeira

<b>Ponto 1 – Córrego Mandacaru</b>									
	CF								
	T	pH	TB	OD	UFC*	DBO	NT	FT	ST
	°C		NTU	mg L <sup>-1</sup>	100 mL <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Máximo	25,0	8,5	29,8	8,9	190000	4,3	11,3	0,5	275,5
Mínimo	14,0	7,3	2,3	5,9	3000	0,0	1,0	0,0	68,5
Média	20,6 <sup>1</sup>	7,8	7,1 <sup>1</sup>	7,81	24272 <sup>1</sup>	1,25 <sup>1</sup>	6,69 <sup>1</sup>	0,12 <sup>1</sup>	189,4
CV	0,16	0,03	0,33	0,02	0,42	0,44	0,28	0,38	40,2
<b>Ponto 2 – Córrego Romeira</b>									
	CF								
	T	pH	TB	OD	UFC 100	DBO	NT	FT	ST
	°C		NTU	mg L <sup>-1</sup>	mL <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Máximo	25,0	8,5	20,8	8,8	15800	2,7	5,8	0,5	212,5
Mínimo	13,0	6,8	5,5	4,9	300	0,0	0,8	0,0	53,0
Média	20,1	7,6	12,5	7,5	2690 <sup>1</sup>	0,98 <sup>1</sup>	2,96 <sup>1</sup>	0,08 <sup>1</sup>	118,7 <sup>1</sup>
CV	0,03	0,00	0,06	0,06	0,36	0,41	0,29	0,39	0,23

1 – Valor determinado estatisticamente pela transformação

\* - UFC: Unidades Formadoras de Colônias

Tabela IV. 2 – Valores obtidos para os parâmetros estudados para o ribeirão Maringá

<b>Ponto 3 – Ribeirão Maringá (próximo a ETE)</b>									
	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
	°C		NTU	mg L <sup>-1</sup>	UFC 100 mL <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Máximo	26,0	8,0	67,1	8,1	520000	15,2	18,1	8,1	368,0
Mínimo	14,0	7,1	8,9	3,2	10000	3,7	1,8	0,5	112,3
Média	20,5	7,5 <sup>1</sup>	22,0 <sup>1</sup>	5,7	137096	8,3	9,4	1,5 <sup>1</sup>	202,2 <sup>1</sup>
CV	0,13	0,07	0,28	0,22	0,76	0,37	0,51	0,3	0,2

## Continuação da Tabela IV.2...

<b>Ponto 5 – Ribeirão Maringá (próximo à foz)</b>									
	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
	°C		NTU	mg L <sup>-1</sup>	UFC 100 mL <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Máximo	25,0	8,4	104,0	8,6	210000	9,9	14,3	4,1	248,0
Mínimo	12,0	6,4	8,0	4,9	3800	0,2	1,0	0,2	102,5
Média	19,8	7,6	23,1 <sup>1</sup>	6,8	26606 <sup>1</sup>	5,6	7,2 <sup>1</sup>	0,73 <sup>1</sup>	170,8 <sup>1</sup>
CV	0,15	0,05	0,32	0,12	0,38	0,36	0,31	0,34	0,18

1 – Valor determinado estatisticamente pela transformação

Tabela IV. 3 – Valores obtidos para os parâmetros estudados para o rio Pirapó

<b>Ponto 6 – Rio Pirapó (montante à confluência com ribeirão Maringá)</b>									
	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
	°C		NTU	mg L <sup>-1</sup>	UFC 100 mL <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Máximo	28,0	8,4	545,0	8,9	220000	6,5	6,8	1,0	662,0
Mínimo	11,0	7,4	10,0	6,1	500	0,0	0,0	0,0	57,5
Média	20,4	7,9	59,0 <sup>1</sup>	7,7	12846 <sup>1</sup>	1,8 <sup>1</sup>	4,0 <sup>1</sup>	0,25 <sup>1</sup>	192,1 <sup>1</sup>
CV	0,19	0,04	0,42	0,09	0,44	0,41	0,34	0,42	0,28

<b>Ponto 4 – Rio Pirapó (jusante à confluência com ribeirão Maringá)</b>									
	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
	°C		NTU	mg L <sup>-1</sup>	UFC 100 mL <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Máximo	25,0	9,9	278,0	8,0	180000	7,6	12,9	0,9	440,0
Mínimo	12,0	7,5	8,0	4,1	2300	0,9	0,8	0,0	99,0
Média	20,4 <sup>1</sup>	8,0 <sup>1</sup>	55,0 <sup>1</sup>	6,5	15695 <sup>1</sup>	4,1	4,7 <sup>1</sup>	0,3	193,4 <sup>1</sup>
CV	0,17	0,10	0,40	0,13	0,43	0,44	0,34	0,75	0,24

1 – Valor determinado estatisticamente pela transformação

Em relação ao parâmetro temperatura (Tabela AI.1), observou-se que, aparentemente que os canais do ribeirão Maringá e o rio Pirapó não estão sofrendo alteração devido às atividades antrópicas presentes na bacia hidrográfica, uma vez que não são observados valores acima de 40 °C, valor estipulado pela legislação.

Os valores de pH (Tabela AI.1) não mostraram alteração em relação ao estabelecido na Resolução n.º 357 do CONAMA, ou seja, em nenhum ponto observou-se valores de pH fora da faixa permitida, que varia de 6,0 a 9,0, exceto em uma coleta para o ponto 4.

A presença de materiais sólidos em suspensão, como silte, argila, colóides, matéria orgânica etc., pode alterar de forma significativa a turbidez da água. Nos trechos representados pelos pontos 1, 2, 3 e 5, com exceção de um valor para o trecho representado pelo ponto 5, não foram encontrados valores de turbidez superiores a 100 UNT, que é o valor estabelecido para rios de classes 2 e 3 (Tabela AI.2).

Os menores valores de turbidez foram encontrados no trecho representado pelo ponto 1, provavelmente, pelo fato deste trecho estar localizado em um córrego pertencente à área urbana, o que faz com que a quantidade de solo arrastado para seu leito seja menor do que nas outras partes da bacia. Acredita-se ainda que grande parte de sólidos venha do solo das cabeceiras e do material do leito. Nos outros trechos, além dos sólidos provindos das cabeceiras e do leito, há a disponibilidade de sólidos das vertentes.

Nos pontos de coleta localizados no rio Pirapó (PTO 4 e PTO 6), verificou-se, em alguns períodos, valores de turbidez significativos, com máximos bem acima do especificado pela legislação. Esta resposta, muito provavelmente, está relacionada ao fato de que maiores áreas agrícolas contribuem com cargas de solos no rio, evidenciando que nem sempre as medidas de contenção de erosão são praticadas de forma adequada nos solos da bacia.

O oxigênio dissolvido é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis como, por exemplo, as encontradas no esgoto doméstico.

A concentração de oxigênio dissolvido, na maior parte do período de estudo, encontrava-se acima do valor mínimo estipulado pela legislação brasileira, que é de 5 mg L<sup>-1</sup>, para rios de classe 2, e 4,0 mg L<sup>-1</sup>, para rios de classe 3 (Tabela AI.2). Para os trechos representados pelos pontos 2, 5 e 6, uma amostra em cada ponto apresentou valor abaixo de 5; no trecho onde se encontrava o ponto 3, em seis das coletas os valores da concentração de OD estiveram abaixo do limite estabelecido na legislação. Os trechos representados pelos pontos 1 e 4 não apresentaram valores de concentração de OD abaixo de 5 mg L<sup>-1</sup>.

Desta forma, verifica-se que no período estudado, praticamente não houve deficiência de oxigênio dissolvido para a manutenção da vida aquática, exceto no trecho representado pelo ponto 3, em alguns meses.

Considerando a concentração de matéria orgânica biodegradável, representada neste trabalho pela Demanda Bioquímica de Oxigênio, verificou-se, em todo o período de amostragem, que nos trechos representados pelos pontos 1 e 2 este parâmetro não ficou acima de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , que é o valor máximo recomendado pela Resolução nº. 357 do CONAMA. No trecho representado pelo ponto 6, em duas coletas verificaram-se valores acima de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , indicando que, de um modo geral, a quantidade de matéria orgânica nestes corpos receptores encontrava-se em níveis aceitáveis (Tabela AI.3).

Entretanto, nos trechos representados pelos pontos 3, 5 e 4, verificou-se valores bem acima do permitido. Observou-se ainda, como esperado, que o trecho do ponto 3, localizado após a Estação de Tratamento de Esgoto do município, foi aquele que apresentou os maiores valores de DBO.

Vale ressaltar que nos meses de janeiro e de fevereiro, de 2007, por problemas técnicos, não foram feitas coletas no ponto 3. A redução da DBO entre os trechos representados pelos pontos 3 e 5, muito provavelmente ocorreu devido a autodepuração exercida pelo canal, somada ao efeito de decantação de uma parte do material sólido em suspensão e pelo efeito de diluição da água provinda de outros canais, e da água provinda da recarga do solo.

A redução da DBO entre os trechos dos pontos 5 e 4 foi devida em grande parte, pela diluição causada quando da entrada das águas do ribeirão Maringá no rio Pirapó.

O nitrogênio na água pode ser encontrado na forma orgânica, amoniacal, nitrito e nitrato. Esses compostos podem indicar a quanto tempo essa água se encontra contaminada. Se houver altas concentrações de nitrogênio amoniacal e orgânico, ou mesmo pequenas concentrações de nitratos e nitritos, a água não está apropriada para o consumo, devido à poluição recente. Por outro lado, se a amostra não apresentar nitrogênio amoniacal e orgânico, e alguma concentração de nitrato significa que a nitrificação, transformação de amônia em nitrito e posteriormente em nitrato ocorreu, o que evidencia que a poluição é remota. Quando há presença de nitrogênio amoniacal e nitrato é sinal de que a poluição é contínua.

Os compostos nitrogenados estão normalmente relacionados aos resíduos humanos ou animais, à utilização de fertilizantes no solo em uma determinada área, e aos cultivos de leguminosas (CUSTÓDIO E DIAZ, 1976).

No presente estudo, com relação à concentração de nitrogênio na forma de nitrito, observou-se, em todos os pontos (Tabela AI.5), valores superiores aos estabelecidos pela legislação,  $1 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$ . Para o nitrato, nenhum valor acima do recomendado,  $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$ ,

foi encontrado, exceto para o mês de maio de 2008, para o trecho do ponto 1, o qual apresentou um valor de  $10,3 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela AI.5). Observou-se que este trecho foi o que apresentou a maior quantidade desse componente.

Outra tendência observada foi a de que a concentração de nitrito, e principalmente a de nitrato, não sofreram redução do trecho do ponto 3 para o trecho do ponto 5. Na maior parte dos meses estes parâmetros apresentaram, nas amostras retiradas no ponto 5, valores maiores do que os determinados nas amostras retiradas no ponto 3. Esse comportamento sugere a existência de alguma fonte poluidora, tanto no meio urbano, drenado pelo córrego Mandacaru, bem como no trecho do ribeirão Maringá, localizado entre os pontos 3 e 5. De fato, o córrego Mandacaru recebe esgotos da área urbana e também, entre os pontos 3 e 5 há a entrada de outro córrego com cabeceira em área urbana, que possivelmente recebe esgoto. O esgoto provindo destas áreas pode ser o responsável pelo aumento dos níveis dos contaminantes.

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um nutriente essencial para o desenvolvimento de algas. Quando em altas concentrações, pode contribuir para a proliferação de algas e para a aceleração indesejável, em determinadas condições, do processo de eutrofização. As principais fontes de fósforo são os fertilizantes à base de fósforo e os detergentes em geral.

Em todos os meses das coletas foram observadas altas concentrações de fósforo total (Tabela AI.3). Para os trechos representados pelos pontos 1, 2 e 6 os valores da concentração de fósforo foram os menores encontrados, mas ainda assim, valores acima do especificado pela legislação. Os níveis máximos permitidos para este parâmetro, em corpos receptores classes 2 e 3 são de  $0,1$  e  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente.

Os trechos com maior quantidade de fósforo foram, sobretudo, aqueles onde estavam localizados os pontos 3 e 5. O ponto 3 estava localizado logo abaixo do ponto de descarga da ETE, e daí a razão para a alta concentração de fósforo encontrada neste ponto. Como mencionado anteriormente, por problemas técnicos, nos meses de janeiro e fevereiro, não foram feitas coletas no ponto 3.

A quantidade de sólidos dissolvidos encontrados não ultrapassou o nível de  $500 \text{ mg L}^{-1}$  estipulado pela legislação, exceto em uma das coletas, para o trecho representado pelo ponto 6 (Tabela AI.4).

Observa-se que grandes quantidades de coliformes fecais estão presentes em todos os ambientes lóticos (Tabela AI.6), porém a maior carga apresenta-se no ribeirão Maringá. Justamente por receber o efluente vindo da ETE, essas águas sofrem degradação e potencialmente podem ser fontes de disseminação de doenças de veiculação hídrica.

#### 4.1.2 Coeficiente de correlação de Spearman

De forma a entender as relações entre os parâmetros de qualidade da água, a análise de correlação de Spearman foi realizada entre os nove parâmetros de qualidade. Os dados utilizados para a construção da correlação dizem respeito ao estudo do período de Janeiro/07 a Agosto/09. Os resultados encontrados para os coeficientes de correlação de Spearman estão apresentados nas Tabelas IV.4 a IV.9.

As correlações com um pouco de significância (valores absolutos maiores do que 0,4) estão destacados em negrito.

Tabela IV. 4 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 1

	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
T	1,00								
pH	-0,06	1,00							
TB	-0,04	-0,11	1,00						
OD	-0,08	0,04	0,00	1,00					
CF	0,18	0,09	0,27	0,11	1,00				
DBO	0,16	-0,09	-0,07	-0,05	<b>0,52</b>	1,00			
NT	-0,05	0,06	-0,37	-0,05	-0,07	0,01	1,00		
FT	-0,14	-0,03	0,18	-0,14	-0,34	-0,15	-0,09	1,00	
ST	0,20	0,30	-0,21	-0,20	0,05	0,07	0,17	0,06	1,00

Tabela IV. 5 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 2

	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
T	1,00								
pH	-0,11	1,00							
TB	0,35	0,00	1,00						
OD	<b>-0,42</b>	0,17	<b>-0,40</b>	1,00					
CF	0,08	0,19	-0,21	0,34	1,00				
DBO	0,04	-0,18	-0,03	0,30	0,30	1,00			
NT	<b>-0,41</b>	-0,10	0,04	0,07	-0,27	0,06	1,00		
FT	-0,16	-0,15	0,10	-0,14	<b>-0,65</b>	-0,06	0,17	1,00	
ST	0,16	0,00	<b>0,48</b>	0,03	-0,11	-0,26	-0,32	-0,13	1,00

Tabela IV. 6 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 3

	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
T	1,00								
pH	0,05	1,00							
TB	-0,24	0,20	1,00						
OD	-0,27	0,34	-0,02	1,00					
CF	-0,03	0,27	-0,09	0,01	1,00				
DBO	-0,25	-0,24	0,14	-0,23	0,24	1,00			
NT	-0,05	-0,30	<b>-0,50</b>	-0,31	<b>0,40</b>	0,31	1,00		
FT	-0,22	-0,09	0,14	-0,10	-0,09	0,06	0,19	1,00	
ST	-0,09	-0,18	0,14	-0,07	-0,01	0,13	0,13	<b>0,60</b>	1,00

Tabela IV. 7 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 4

	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
T	1,00								
pH	0,09	1,00							
TB	0,22	0,14	1,00						
OD	-0,08	-0,22	-0,05	1,00					
CF	0,12	-0,23	0,24	0,06	1,00				
DBO	0,30	0,13	-0,04	-0,35	0,20	1,00			
NT	<b>-0,41</b>	-0,23	<b>-0,49</b>	-0,02	-0,02	-0,08	1,00		
FT	0,12	0,01	0,39	-0,34	0,24	0,03	-0,34	1,00	
ST	0,21	0,06	<b>0,48</b>	0,15	0,30	-0,05	-0,39	0,26	1,00

Tabela IV. 8 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 5

	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
T	1,00								
pH	-0,10	1,00							
TB	0,22	0,09	1,00						
OD	-0,17	0,15	<b>0,52</b>	1,00					
CF	-0,13	-0,09	0,37	0,20	1,00				
DBO	<b>-0,49</b>	0,06	-0,05	-0,11	0,22	1,00			
NT	-0,28	0,23	<b>-0,56</b>	<b>-0,41</b>	0,02	0,03	1,00		
FT	<b>-0,49</b>	0,23	-0,05	-0,24	0,25	<b>0,52</b>	0,36	1,00	
ST	<b>-0,41</b>	0,06	0,28	0,22	0,02	0,12	-0,23	0,32	1,00

Tabela IV. 9 – Coeficientes de correlação de Spearman para o ponto 6

	T	pH	TB	OD	CF	DBO	NT	FT	ST
T	1,000								
pH	0,112	1,000							
TB	0,239	-0,277	1,000						
OD	<b>-0,519</b>	-0,007	-0,371	1,000					
CF	0,027	-0,189	<b>0,517</b>	0,221	1,000				
DBO	0,063	-0,016	0,273	-0,021	0,604	1,000			
NT	-0,286	0,234	<b>-0,470</b>	0,126	-0,169	-0,118	1,000		
FT	-0,096	<b>-0,452</b>	<b>0,451</b>	-0,121	0,380	0,307	<b>-0,462</b>	1,000	
ST	0,149	-0,101	<b>0,561</b>	-0,215	<b>0,479</b>	0,370	<b>-0,493</b>	<b>0,635</b>	1,000

Observa-se pelos resultados das Tabelas IV.4 a IV.9 que os parâmetros de qualidade ou não apresentam correlação significativa entre si ou apresentam correlação baixa. Essa baixa ou não correlação indica que os parâmetros de qualidade não apresentam relação entre si ou a relação é pouco notável, ou seja, a associação entre as variáveis é pequena.

Dessa forma, pode-se inferir que ou as fontes de cada um dos poluentes é distinta dos outros, não apresentando relação entre geração de um poluente com outro. Também pode-se dizer que um fator ou condição da bacia pode levar ao aumento ou redução da concentração de um contaminante e não levar ao aumento ou redução da concentração de outro.

As Tabelas IV.4 a IV.9 demonstram também que a não correlação ou as baixas correlações acontecem principalmente nos trechos representados pelos pontos 1, 3 e 4 e que o trecho representado pelo ponto 6 é o que apresentou o maior número de correlações significativas (valor absoluto do coeficiente de correlação acima de 0,4).

#### 4.1.3 IQA

Para uma melhor visualização da tendência da qualidade da água na bacia estudada, o índice de qualidade da água foi determinado. Nos meses em que algum dos parâmetros de qualidade não foi determinado, um valor substituto para aquele ponto foi definido. Seu valor foi dado pela média do parâmetro em meses anteriores e posteriores àquele ponto.

Nas Figuras IV.1, IV.2 e IV.3 é possível observar o comportamento do IQA durante o período de estudo. Os trechos de estudo representados pelos pontos 1 a 6, foram agrupados de dois em dois, para uma melhor comparação dos resultados.

A comparação entre os pontos 1 e 2 serve para visualizar possíveis diferenças entre os usos e ocupação dos solos, urbano e rural; entre os pontos 3 e 5 para analisar a capacidade de recuperação do canal do ribeirão Maringá; e o arranjo gráfico dos pontos 4 e 6 para demonstrar flutuações na qualidade da água entre esses pontos, do Pirapó.

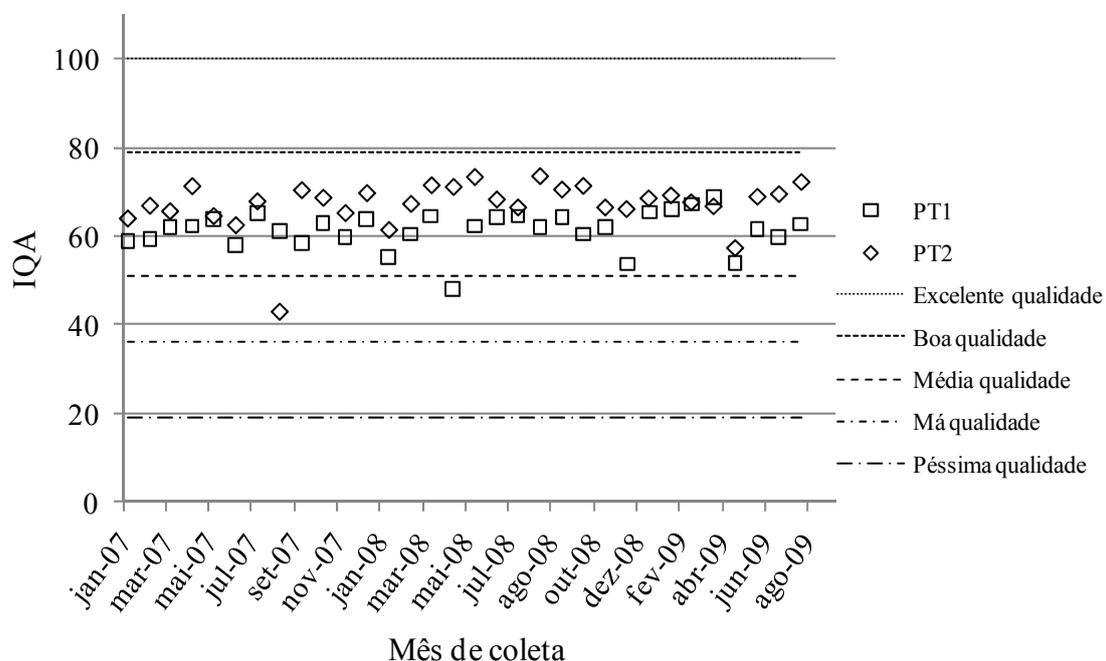


Figura IV. 1 – Índices de qualidade da água para os trechos representados pelos pontos 1 e 2

É possível observar na Figura IV.1 que os valores determinados de IQA, na média, permitem classificar os córregos Mandacaru e Romeira como de boa qualidade.

Comparando-se os valores do índice de qualidade entre os trechos representados pelos pontos 1 e 2, verifica-se que os valores de IQA do trecho representado pelo ponto 2 foram, em geral, maiores que aqueles determinados para o trecho do ponto 1.

Como as análises de água, de ambos os córregos, foram realizadas no mesmo período, pode-se dizer que esta resposta, em termos do IQA, representa de forma adequada as diferenças obtidas para os ambientes lóticos, uma vez que no córrego Mandacaru (ponto 1) foi observado um número maior de variáveis de interferência do que no córrego Romeira (ponto 2).

A cidade de Maringá apresenta uma grande quantidade de nascentes e córregos localizados em sua área urbana. Devido ao crescimento acelerado da cidade, locais que não deveriam apresentar urbanização, como áreas de proteção permanente nas nascentes e margens dos córregos, foram tomados por construções. Além da ocupação irregular, algumas residências se utilizam da rede pluvial como rede de esgotamento.

No canal do córrego Mandacaru a situação é semelhante à de outros córregos urbanos. Basta percorrer um pequeno trecho deste canal que é possível encontrar redes, que deveriam servir exclusivamente para drenar a água da chuva, apresentando um fluxo escuro e mal cheiroso, muito provavelmente devido ao lançamento de esgotos domésticos, que apresentam essas características.

Como o IQA calculado para o córrego Mandacaru foi relativamente alto (valor médio de 61,3), levando o canal a ser classificado como de boa qualidade, pode-se dizer que alguns fatores podem estar atuando neste corpo hídrico de forma a reduzir os efeitos dos lançamentos clandestinos de esgoto.

Devido à dinâmica do canal, cujo movimento das águas apresenta um turbilhonamento forte em alguns trechos, pode-se dizer que as águas desse córrego tendem a sofrer um processo, mesmo que de pequeno grau, de reoxigenação, auxiliando o processo de consumo de matéria orgânica biologicamente degradável. Nas águas deste córrego os valores médios da DBO foram baixos.

Outro fator que pode ter levado o córrego Mandacaru a apresentar-se com qualidade, em termos gerais, boa e com IQA relativamente alto é o de que num trecho a montante do ponto de coleta de água, nenhum despejo significativo de esgoto ocorreu.

Os valores do IQA para o córrego Romeira apresentaram-se praticamente todos acima de 60, com valor médio de 67,2.

A bacia do córrego Romeira é utilizada para práticas agrícolas, e não apresenta nenhum trecho com influência urbana. Devido ao relativo alto valor de IQA para as águas

do canal, pode-se dizer que as pressões causadas pelas atividades agrícolas não causam impactos fortes ao ambiente. De fato, percebem-se, pelos valores médios dos parâmetros de qualidade, Tabela IV.1, que este canal apresentou poucas interferências.

Em termos físicos pode-se afirmar que este canal sofre pouco com as interferências humanas, sendo que estas interferências são devidas, sobretudo, a certas quantidades de sólidos que chegam ao córrego. O material sólido, que chega até o canal, provém de trechos onde há pouca proteção marginal (principalmente no trecho de nascente) e de pontos onde há estradas, as quais canalizam as enxurradas para o córrego.

Dessa forma, junto com os solos que seguem para o canal podem ser arrastados contaminantes, como agroquímicos, matéria orgânica e fezes de animais, que podem alterar alguns parâmetros de qualidade.

Observa-se, por meio dos valores apresentados na Tabela IV.1, que o principal fator que diferencia os córregos Mandacaru e Romeira, em termos dos valores médios dos parâmetros de qualidade, foi a quantidade de coliformes fecais, encontrados em maior quantidade no córrego Mandacaru.

A quantidade de coliformes fecais encontrada nestes ambientes lóticos foi determinante na ausência de valores ótimos de IQA. Além disso, observou-se que outros parâmetros foram determinantes para o cálculo do IQA para os ambientes lóticos. Para o trecho do córrego Mandacaru, a concentração de nitrogênio total contribuiu, também, na redução do IQA. Para o canal do córrego Romeira, a turbidez foi o parâmetro que, junto com os coliformes fecais, contribuíram para a queda do índice de qualidade, em relação a níveis ótimos.

Observa-se que valores dos índices de qualidade para os trechos representados pelos pontos 3 e 5, apresentados na Figura IV.2, foram significativamente menores do que aqueles obtidos para os trechos dos pontos 1 e 2.

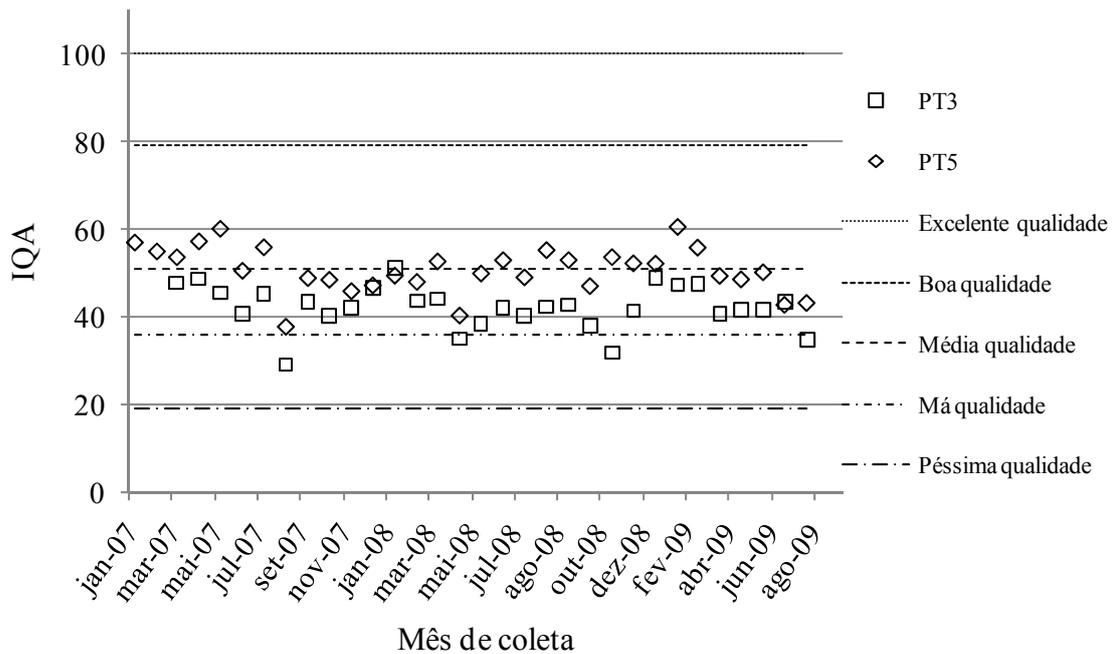


Figura IV. 2 – Índices de qualidade da água para os trechos representados pelos pontos 3 e 5

O valor médio do IQA para o trecho representado pelo ponto 3 foi de 42,2, o que caracteriza este trecho como sendo de qualidade média.

O fator principal que determinou este baixo valor para o índice de qualidade da água, em relação ao índice ótimo, para este trecho do ribeirão Maringá, foi o fato deste ribeirão receber o esgoto tratado pela estação de tratamento de esgoto do município de Maringá.

As alterações causadas pelo lançamento de esgoto às águas do canal fluvial leva a crer que este esgoto que está sendo lançado no corpo hídrico não se apresenta totalmente estabilizado. Pela Tabela IV.2 é possível perceber que os valores médios de DBO e coliformes foram bastante significativos nas amostras do ponto 3. As concentrações médias de fósforo foram da ordem de dez vezes maior do que o permitido pela legislação brasileira em vigor. Dessa forma, estes parâmetros, que são decorrentes do lançamento do esgoto proveniente da ETE, foram determinantes para o baixo valor do IQA.

Analisando os valores de IQA para o trecho representado pelo ponto 5, percebe-se que estes apresentaram-se em nível um pouco maior do que os valores do trecho representado pelo ponto 3. Uma parcela significativa dos valores de IQA para o ponto 5 apresentaram-se no intervalo de classificação de água de boa qualidade. Em termos de valor médio, o trecho do ponto 5 apresentou valor de IQA de 50,8, que o caracteriza como

de qualidade média, porém, este valor está próximo da faixa de boa qualidade (acima de 52).

O processo de recuperação da qualidade da água, com a redução dos níveis de poluentes entre os pontos 3 e 5, muito provavelmente foi devido tanto à entrada de água de outros córregos no ribeirão e da recarga do solo, tendo como efeito a diluição, quanto pela dinâmica do canal, a qual auxilia na reoxigenação das águas.

Analisando os resultados obtidos para o IQA (Figura IV.3) dos pontos 6 (montante à confluência com o ribeirão Maringá) e 4 (jusante à confluência com o ribeirão Maringá) verifica-se que as águas dos trechos representados por esses pontos, ora apresentam valores que as classificam como de boa qualidade, ora com valores que as classificam como de média qualidade.

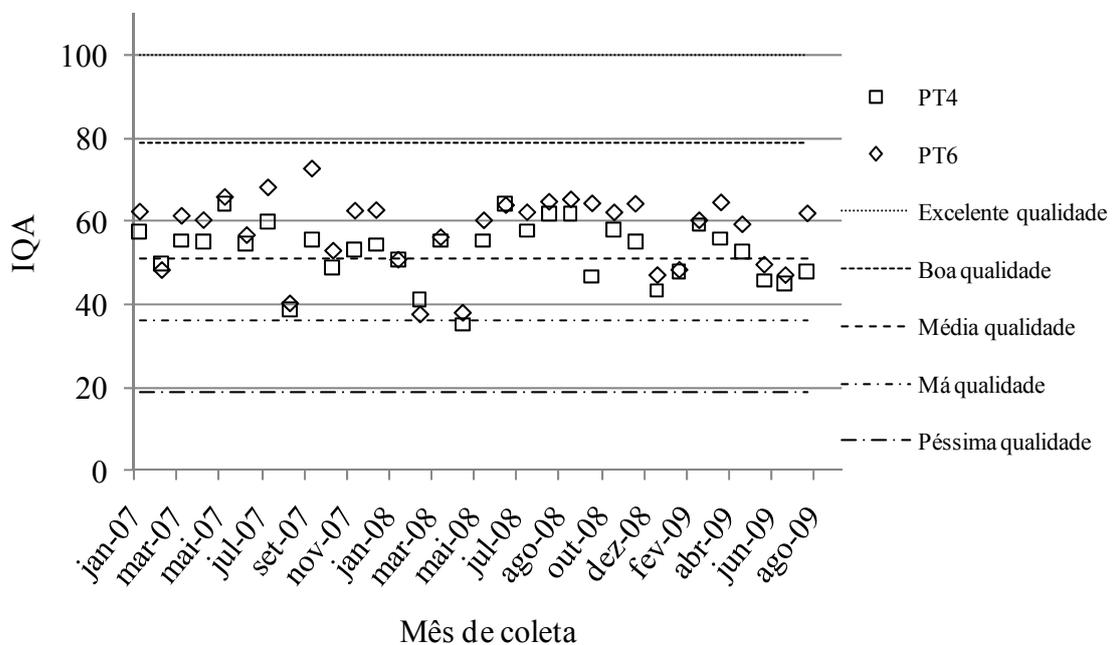


Figura IV. 3– Índices de qualidade da água para os trechos representados pelos pontos 4 e 6

Observa-se ainda que o IQA apresenta valores um pouco maiores, em alguns meses, para o trecho representado pelo ponto 6. Em termos de valores médios, o trecho a montante à confluência com o ribeirão Maringá apresenta índice de qualidade levemente superior, 57,5 em relação ao trecho de jusante à confluência com o ribeirão Maringá, 52,8.

Muito provavelmente, o agente que reduziu a qualidade da água do trecho 4 foi a entrada da água proveniente do ribeirão Maringá, que apresentava, no trecho próximo à confluência com o rio Pirapó, qualidade inferior à água do trecho representado pelo ponto 6, como pode ser visualizado pela Figura IV.4.

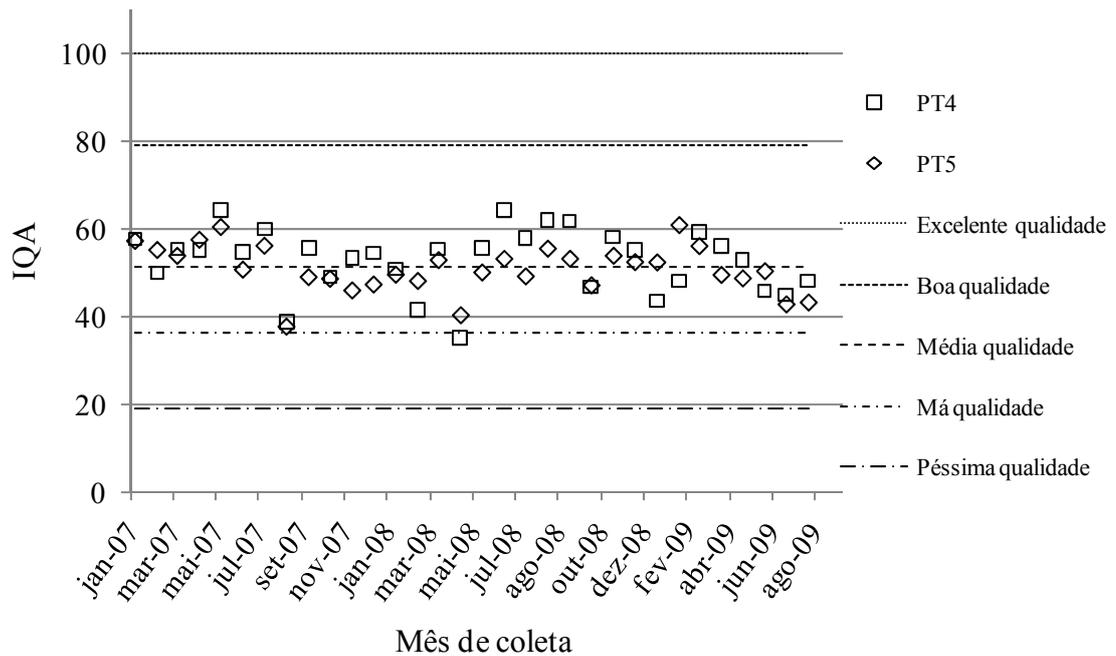


Figura IV. 4 – Comparação entre a qualidade dos trechos representados pelos pontos 4 e 5

Considerando estas observações, é possível afirmar que a presença urbana, dada sobretudo pelo lançamento de esgotos, reduziu a qualidade das águas superficiais da bacia do ribeirão Maringá e, também, do rio Pirapó.

De acordo com estes resultados, pode-se concluir que se o efluente da ETE apresentasse características sanitárias melhores, a redução da qualidade das águas dos canais, muito provavelmente, não seria tão evidente e o ambiente conseguiria recuperar sua qualidade mais rapidamente.

#### 4.1.4 Metais nas águas superficiais

As Figuras IV.5 a IV.10 apresentam os valores de concentração de metais, encontrados para os meses de janeiro de 2007 a agosto de 2009.

As linhas pontilhadas representam os valores máximos permitido pela Resolução nº. 357 do CONAMA, para águas de classes 2 e 3.

As concentrações dos metais analisados nas amostras de água dos pontos 1 e 2, de um modo geral, apresentavam valores de concentração dentro da faixa estabelecida na legislação brasileira. O alumínio foi o metal encontrado em concentrações acima dos valores aceitáveis. As concentrações de cobre, cádmio, manganês e chumbo apresentaram em algumas coletas valores um pouco acima daqueles permitidos pela Resolução nº. 357 do CONAMA.

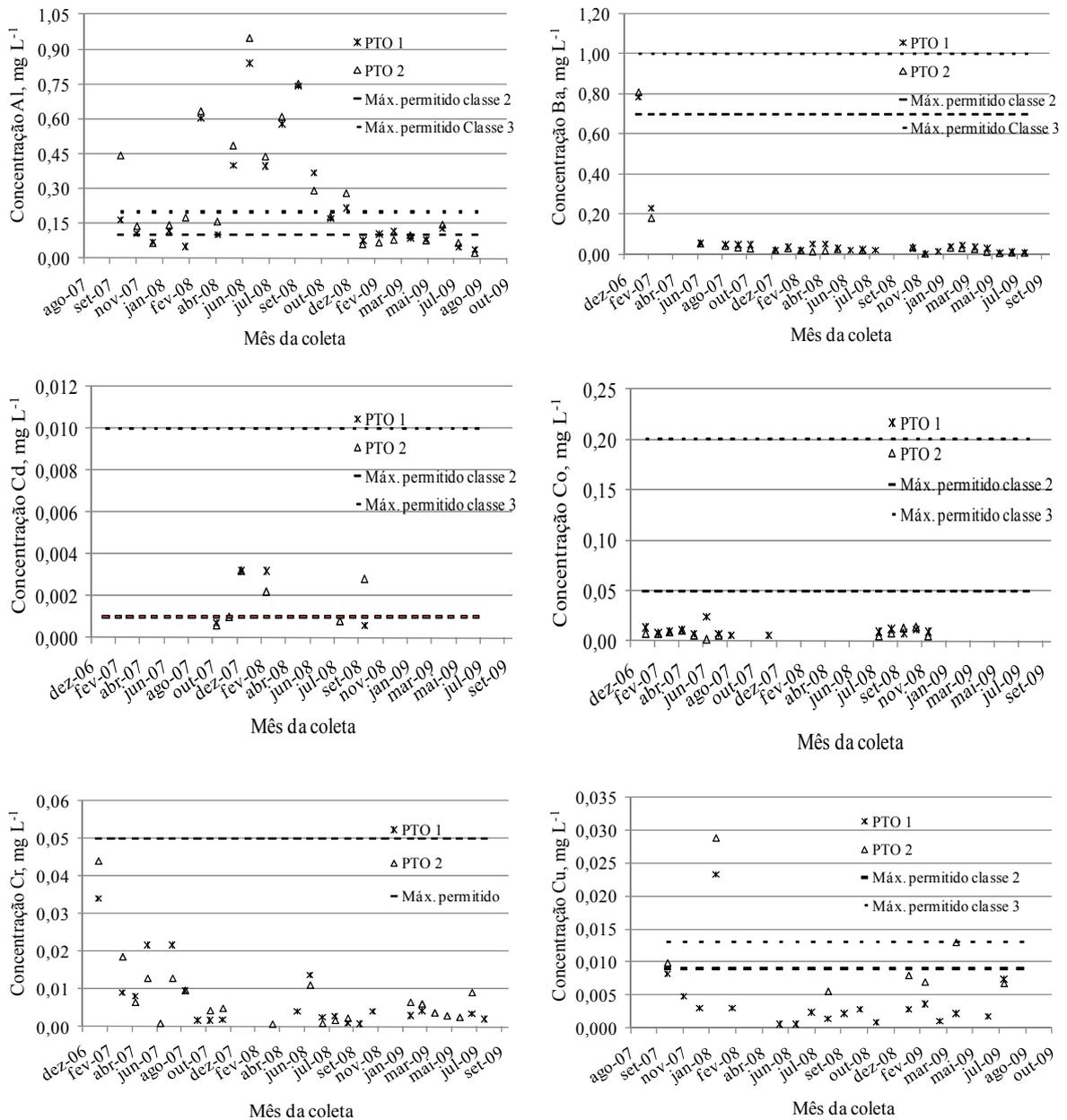


Figura IV. 5 – Variação da concentração de metais Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr e Cu para os trechos representados pelos pontos 1 e 2

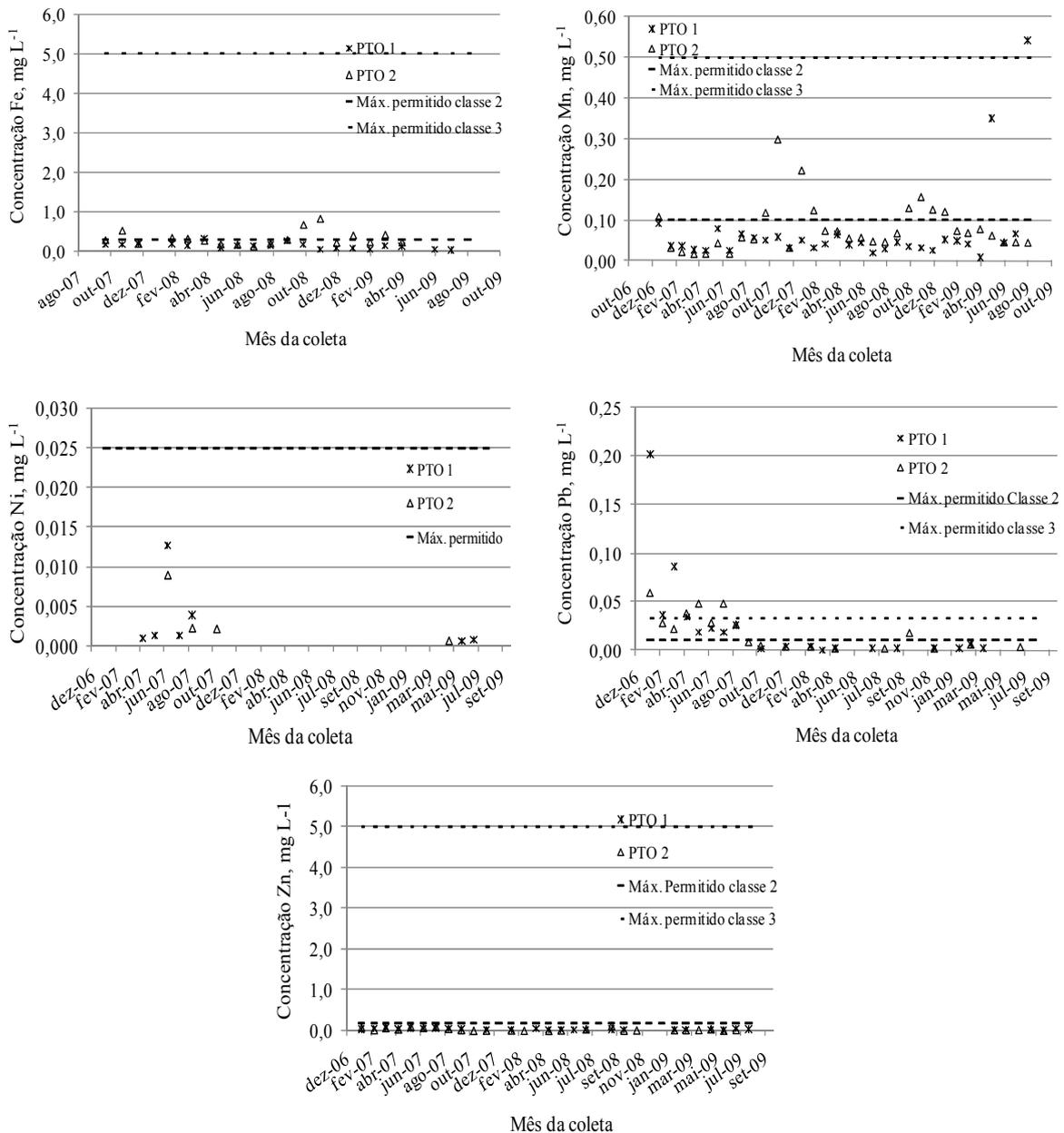


Figura IV. 6 – Variação da concentração de metais Fe, Mn, Na, Ni, Pb e Zn para os trechos representados pelos pontos 1 e 2

Não é possível verificar para ambos ambientes, córregos Romeira e Mandacaru, diferenças entre os valores das concentrações dos diversos metais no período avaliado; dessa forma, numa análise simplista, pode-se dizer que o uso e ocupação de solo não interferiram na concentração dos metais na água superficial.

Nas Figuras IV.7 e IV.8 estão apresentadas as concentrações de metais para os pontos 3 e 5. Alguns metais, para ambos os trechos, apresentaram concentração acima do

estabelecido pela Resolução n<sup>o</sup>. 357 do CONAMA. Os metais em desacordo com o estabelecido pela legislação foram: Al, Cd, Cu, Mn, Pb, Ba, Fe e Cr, sendo que os três últimos metais citados, Ba, Fe e Cr, apresentaram concentrações acima do permitido pela Resolução supracitada apenas em uma das coletas.

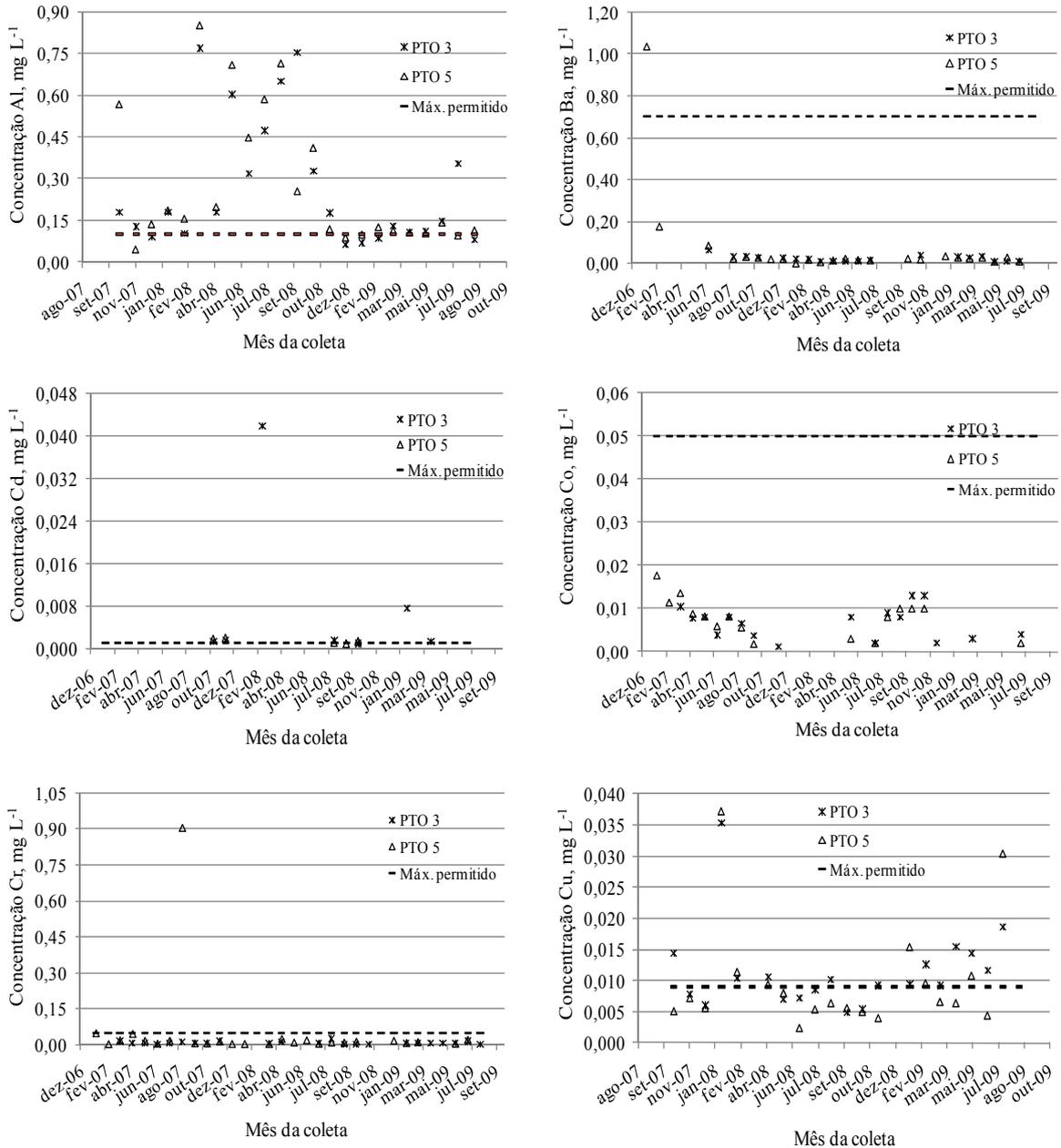


Figura IV. 7 – Variação da concentração de metais Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr e Cu para os trechos representados pelos pontos 3 e 5

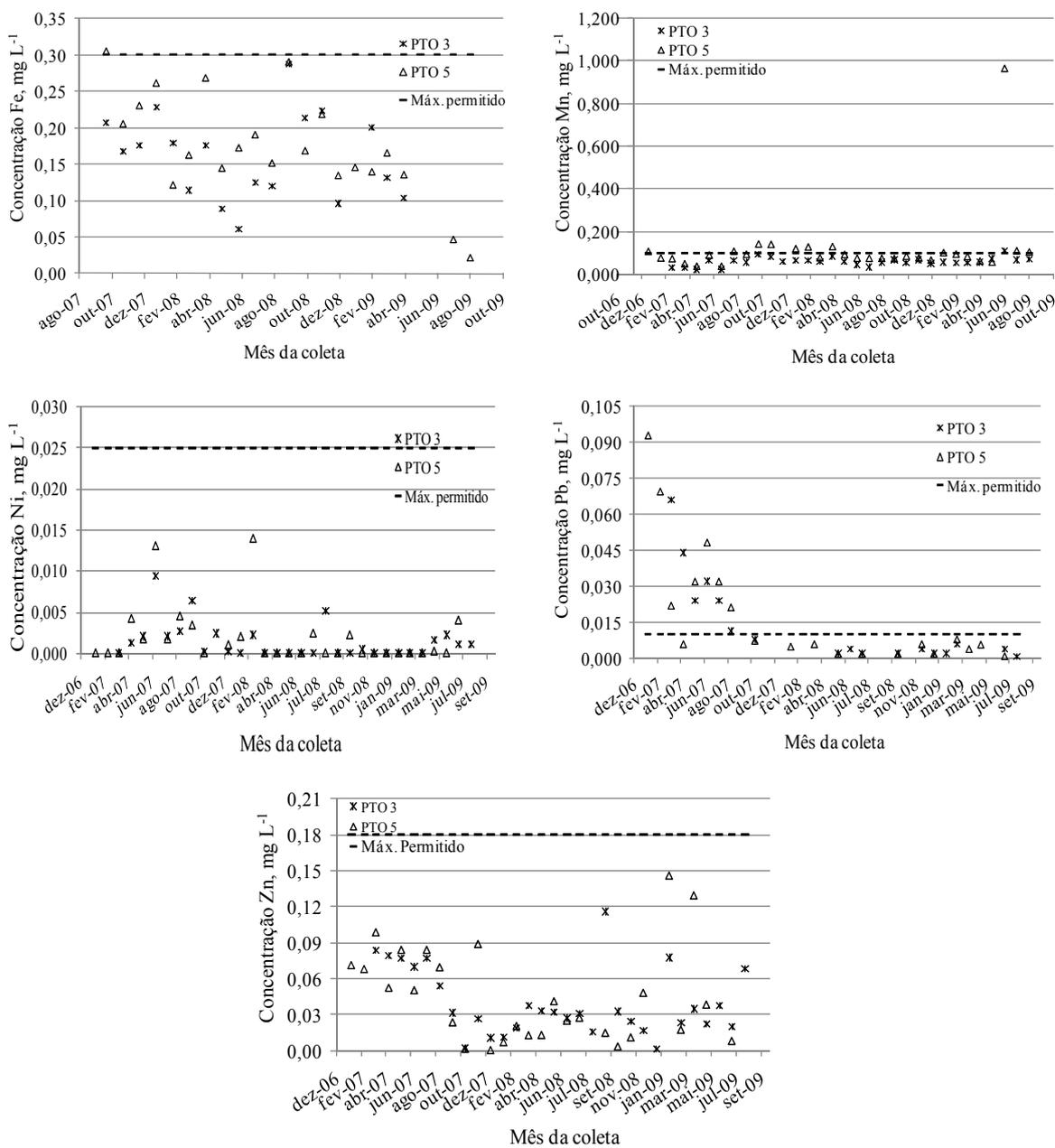


Figura IV. 8 – Variação da concentração de metais Fe, Mn, Na, Ni, Pb e Zn para os trechos representados pelos pontos 3 e 5

Nas Figuras IV.9 e IV.10 podem ser observadas as concentrações de metais para os trechos representados pelos pontos 4 e 6.

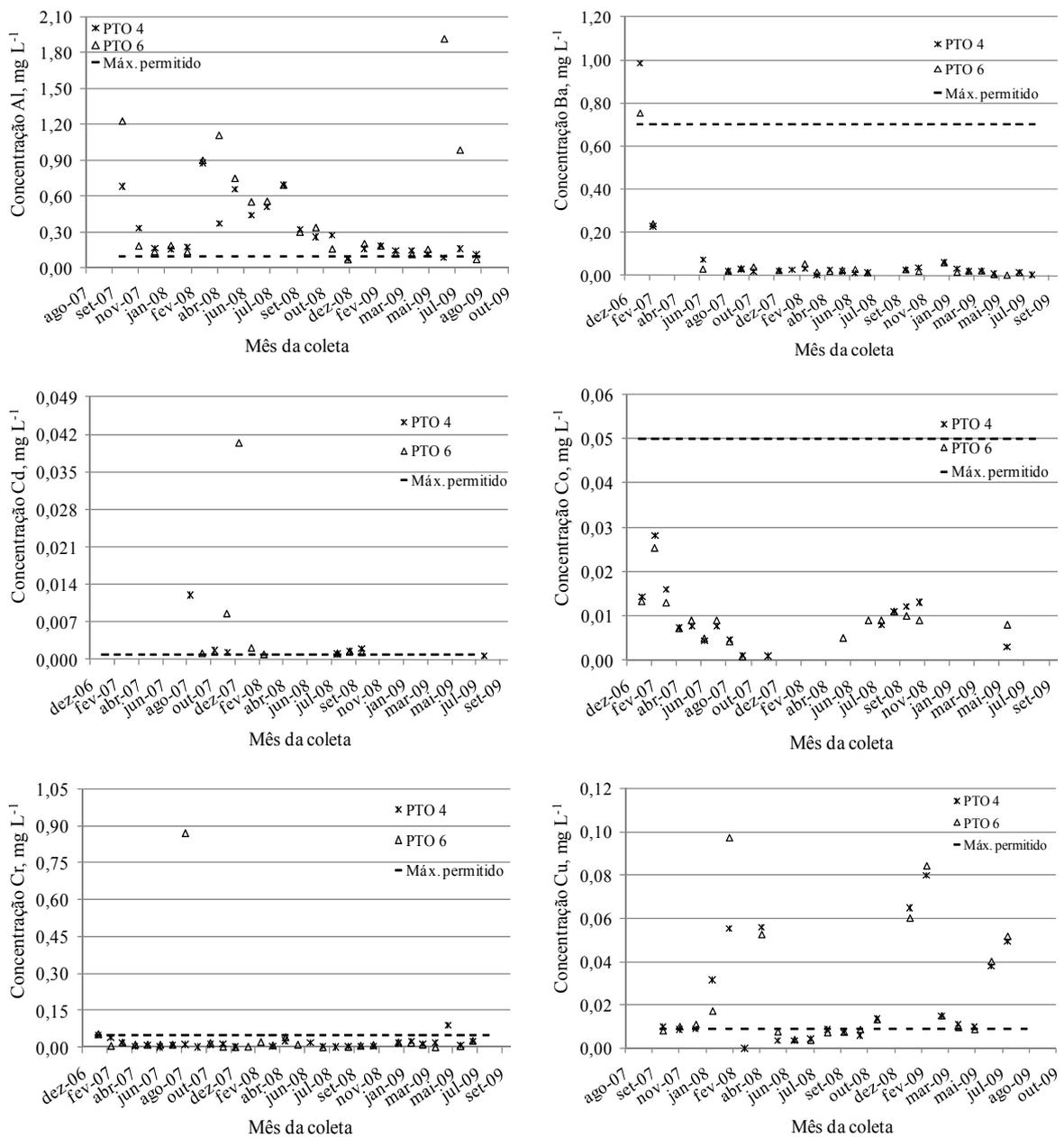


Figura IV. 9 – Variação da concentração de metais Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr e Cu para os trechos representados pelos pontos 4 e 6

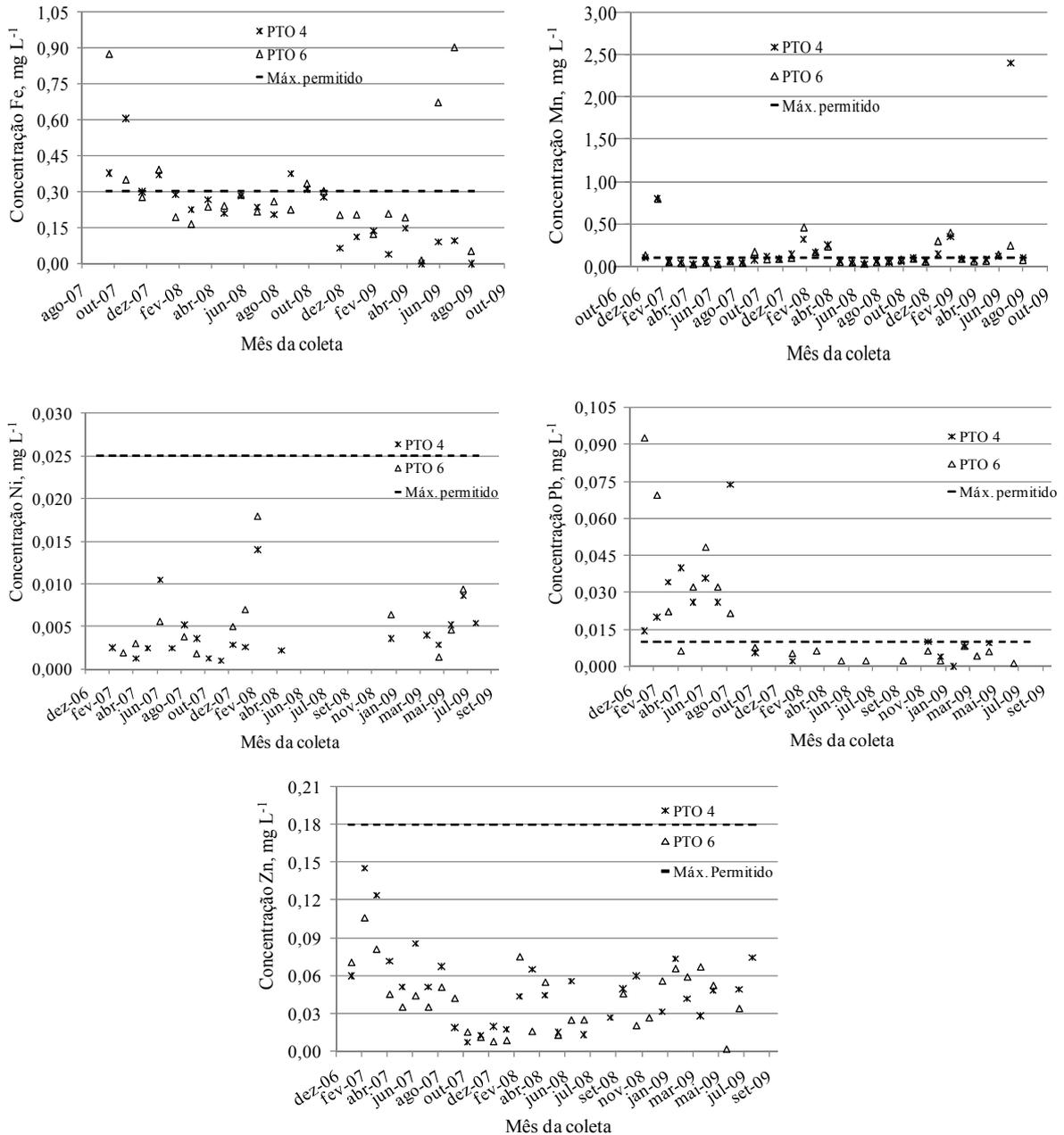


Figura IV. 10 – Variação da concentração de metais Fe, Mn, Na, Ni, Pb e Zn para os trechos representados pelos pontos 4 e 6

Pelas Figuras IV.9 e IV.10 observa-se que a tendência da concentração dos metais é, em alguns casos, bastante variável. Os valores acima do permitido pela legislação ocorreram para os metais Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb, em alguns dos meses de estudo, para os trechos representados pelo ponto 4 e 6.

Altas concentrações de alguns metais (Al, Fe e Mn) podem estar diretamente ligadas à erosão do solo da região, predominantemente argiloso. Outros metais podem ter sua origem ligada aos solos, entretanto, como anteriormente citado, muitas outras fontes

podem conter metais. Como a bacia do rio Pirapó é uma bacia de ordem significativamente grande, muitas fontes podem estar presentes, modificando as condições naturais.

As Tabelas IV.10 a IV.12 apresentam os valores máximos, mínimos e médios das concentrações dos metais, bem como os coeficientes de variação dos dados.

Na Tabela IV.10 é possível visualizar que as concentrações médias dos metais nos córregos Romeira e Mandacaru, para alguns metais, são semelhantes para ambos os ambientes lóticos (os valores acima do estipulado pela legislação apresentam-se destacados), com exceção do Cu e Fe, cujos resultados foram maiores para o Romeira.

Tabela IV. 10 – Valores máximos (Ma), mínimos (Mi), médios (M) e coeficiente de variação (CV) de metais para os pontos 1 e 2

	Al	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>Ponto 1, mg L<sup>-1</sup></b>											
Ma	<b>0,84</b>	<b>0,78</b>	<b>0,003</b>	0,024	0,034	0,023	<b>0,33</b>	<b>0,54</b>	0,013	<b>0,202</b>	0,07
Mi	0,04	0,00	0,001	0,005	0,001	0,001	0,03	0,01	0,001	0,002	0,00
M	<b>0,24</b>	0,07	<b>0,002</b>	0,010	0,008	0,004	0,14	0,07	0,003	<b>0,026</b>	0,03
CV	0,98	2,31	0,765	0,470	1,173	1,313	0,55	1,52	1,420	1,865	0,74
<b>Ponto 2, mg L<sup>-1</sup></b>											
Ma	<b>0,95</b>	<b>0,81</b>	<b>0,003</b>	0,014	0,044	<b>0,029</b>	<b>0,82</b>	<b>0,30</b>	0,009	<b>0,059</b>	0,12
Mi	0,02	0,00	0,001	0,002	0,001	0,006	0,12	0,02	0,001	0,002	0,00
M	<b>0,28</b>	0,07	<b>0,002</b>	0,008	0,008	<b>0,011</b>	0,32	0,08	0,003	<b>0,020</b>	0,03
CV	0,93	0,15	0,630	0,552	0,395	0,716	0,57	0,82	0,307	0,255	0,88

Em relação aos trechos do ribeirão Maringá, pontos 3 e 5, observa-se que ambos trechos apresentam, em termos de valores médios, metais com concentração acima do permitido pela legislação, e que um maior número de máximos valores que ultrapassou os limites da legislação foram encontrados para o ponto 5. Isto indica que existem outras fontes de metais entre os trechos representados pelos pontos 3 e 5. Ainda, parece que o lançamento de esgoto pela ETE não interferiu de forma significativa na concentração dos metais nestes trechos.

Tabela IV. 11 – Valores máximos (Ma), mínimos (Mi), médios (M) e coeficiente de variação (CV) de metais para os pontos 3 e 5

	Al	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>Ponto 3, mg L<sup>-1</sup></b>											
Ma	<b>0,77</b>	0,06	<b>0,042</b>	<b>0,013</b>	0,025	<b>0,035</b>	0,29	<b>0,11</b>	0,009	<b>0,066</b>	0,12
Mi	0,06	0,01	0,001	0,001	0,001	0,005	0,06	0,02	0,001	0,001	0,00
M	<b>0,26</b>	0,02	<b>0,008</b>	0,007	0,007	<b>0,011</b>	0,16	0,06	0,003	<b>0,014</b>	0,04
CV	0,87	0,60	1,869	0,563	0,794	0,586	0,37	0,33	0,823	1,320	0,71
<b>Ponto 5, mg L<sup>-1</sup></b>											
Ma	<b>0,85</b>	<b>1,04</b>	<b>0,002</b>	0,018	<b>0,907</b>	<b>0,037</b>	0,30	<b>0,97</b>	0,014	<b>0,093</b>	0,15
Mi	0,05	0,00	0,001	0,002	0,001	0,002	0,02	0,04	0,001	0,001	0,00
M	<b>0,28</b>	0,07	0,001	0,008	0,045	<b>0,010</b>	0,17	<b>0,12</b>	0,004	<b>0,018</b>	0,05
CV	0,88	2,87	0,387	0,562	3,851	0,896	0,41	1,38	0,950	1,386	0,83

Ao se comparar as concentrações de metais nos pontos 4 e 6, observa-se que no ponto 4, trecho a jusante no rio Pirapó, os valores máximos da concentração de metais apresentam alguns valores menores do que no trecho a montante, ponto 6. Entretanto, ao se comparar os valores médios, estes se apresentam muito próximos em ambos pontos, exceto para o cromo.

Tabela IV. 12 – Valores máximos (Ma), mínimos (Mi), médios (M) e coeficiente de variação (CV) de metais para os pontos 4 e 6

	Al	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<b>Ponto 4, mg L<sup>-1</sup></b>											
Ma	<b>0,88</b>	<b>0,99</b>	<b>0,012</b>	<b>0,028</b>	<b>0,090</b>	<b>0,080</b>	<b>0,60</b>	<b>2,40</b>	0,014	<b>0,074</b>	0,15
Mi	0,08	0,00	0,001	0,001	0,001	0,003	0,00	0,02	0,001	0,000	0,01
M	<b>0,31</b>	0,07	<b>0,003</b>	0,009	0,016	<b>0,024</b>	0,23	<b>0,19</b>	0,004	<b>0,021</b>	0,05
CV	0,74	2,73	1,393	0,756	1,216	0,992	0,61	2,27	0,794	0,950	0,64
<b>Ponto 6, mg L<sup>-1</sup></b>											
Ma	<b>1,92</b>	<b>0,75</b>	<b>0,040</b>	<b>0,025</b>	<b>0,870</b>	<b>0,097</b>	<b>0,90</b>	<b>0,80</b>	0,018	<b>0,055</b>	0,11
Mi	0,07	0,00	0,001	0,001	0,001	0,004	0,01	0,02	0,001	0,002	0,00
M	<b>0,48</b>	0,07	<b>0,007</b>	0,009	0,045	<b>0,026</b>	0,30	<b>0,13</b>	0,006	<b>0,018</b>	0,04
CV	1,00	2,37	1,896	0,583	3,694	1,097	0,75	1,24	0,804	0,974	0,62

Parece que o rio Pirapó é o canal que apresenta as maiores concentrações de metais, o que é plausível, considerando que o rio sofre influência de áreas agricultáveis maiores, e que um maior número de centros urbanos está presente em sua bacia. A existência destes permite que haja um número expressivo de fontes geradoras de metais, com maior risco de contaminação por estas.

Em termos gerais, mesmo as concentrações de metais não apresentando valores muito maiores do que os estabelecidos pela legislação, a presença deles é preocupante, uma vez que os processos antrópicos que geram a maior parte dos metais tóxicos aos seres vivos, tendem a aumentar, frente ao desenvolvimento da região Norte do estado, incluindo a cidade de Maringá. Com o aumento destas fontes de geração de metais, há o aumento da probabilidade de que haja o carreamento destes aos canais fluviais e, portanto, ao manancial de água superficial.

#### ***4.1.5 Metais nos sedimentos***

As Figuras IV.11 e IV.12 apresentam uma foto do momento da coleta do sedimento, e do material coletado após secagem.



Figura IV. 11 – Coleta do sedimento para análise de metais

Os valores determinados para os metais nos sedimentos representam as concentrações totais, não diferenciando as frações biodisponíveis das dos complexos estáveis.

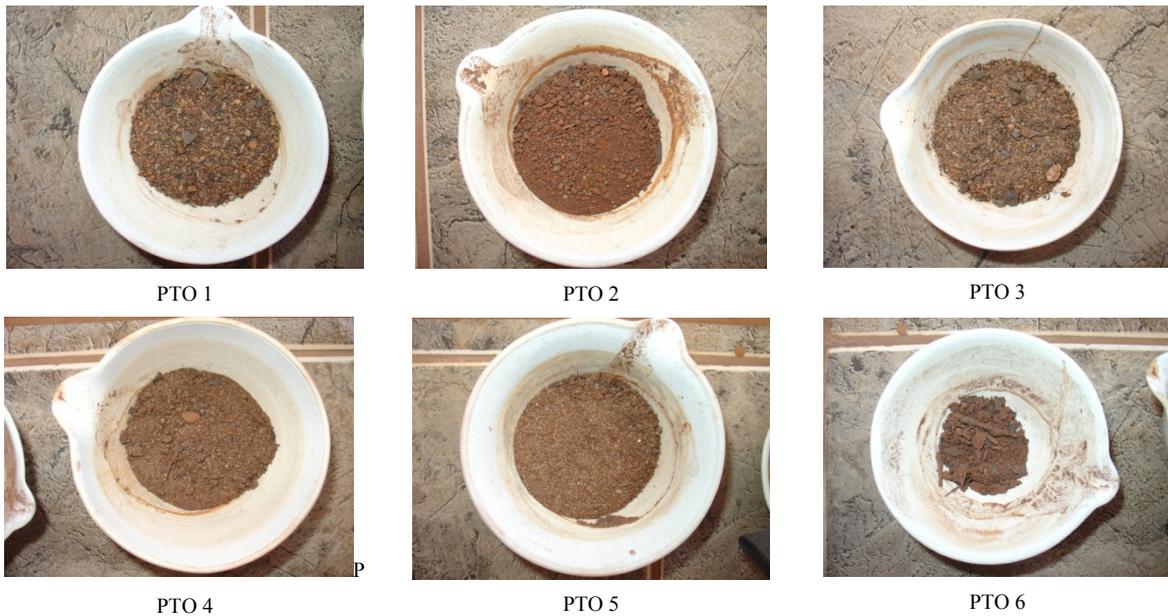


Figura IV. 12 – Materiais coletados do leito dos ambientes lóticos, após processo de secagem

Os resultados das determinações de metais no sedimento estão apresentados nas Tabelas IV.13 a IV.18. As letras ND indicam que não houve detecção do metal naquela amostra.

Tabela IV. 13 – Concentração média de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 1 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MS jun 09	10,64	ND	27,10	17,90	44,28	10823	156,4	5,10	ND	27,36
MS jul 09	8,68	ND	35,90	23,42	56,10	15219	203,2	5,74	5,02	32,14
MS ago 09	11,94	ND	23,50	29,80	34,48	12184	188,8	4,06	334,0	27,80

Tabela IV. 14 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 2 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MS jun 09	31,12	ND	68,30	20,44	61,04	21103	494,2	9,90	0,22	28,60
MS jul 09	39,52	ND	85,70	29,36	58,88	26839	743,0	8,46	ND	26,98
MS ago 09	40,30	ND	88,00	21,28	53,80	23546	736,8	9,26	ND	25,32

Tabela IV. 15 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 3 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MS jun 09	9,80	ND	47,00	63,08	59,62	21979	146,8	6,38	ND	28,90
MS jul 09	21,24	ND	43,60	20,72	47,20	15375	258,2	6,92	ND	27,96
MS ago 09	17,46	ND	41,80	31,18	48,34	15720	188,8	4,98	ND	33,96

Tabela IV. 16 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 4 (mg kg<sup>-1</sup>)

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MS jun 09	6,00	ND	27,00	14,08	29,94	9277	106,4	4,18	ND	18,36
MS jul 09	31,44	ND	60,50	19,30	64,20	19889	346,4	10,36	0,86	38,26
MS ago 09	27,50	ND	60,90	30,62	59,78	23798	259,2	9,56	0,72	37,94

Tabela IV. 17 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 5 (mg kg<sup>-1</sup>)

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MS jun 09	3,08	ND	22,20	12,58	37,84	8523	120,0	3,76	0,76	20,74
MS jul 09	18,16	ND	42,40	28,72	48,48	19745	193,8	6,26	0,12	27,44
MS ago 09	14,98	ND	44,50	35,24	59,44	19990	215,6	5,90	ND	29,24

Tabela IV. 18 – Concentração de metais nos sedimentos (MS) - Ponto 6 (mg kg<sup>-1</sup>)

	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MS jun 09	26,08	ND	55,30	18,24	56,74	16187	348,0	9,90	1,04	34,08
MS jul 09	26,20	ND	44,60	17,24	51,80	21587	243,2	7,54	ND	33,02
MS ago 09	16,02	ND	31,20	12,24	21,92	9950	141,4	3,62	ND	14,96

Observa-se que as maiores quantidades de metais encontradas nos sedimentos foram de Fe e Mn. As altas concentrações destes elementos estão relacionadas ao tipo de solo da região. Como anteriormente citado, solos argilosos apresentam altas concentrações de Fe e Mn, dessa forma, como o sedimento provém das vertentes, era esperado que estes metais fossem encontrados em altas concentrações.

A transferência de metais da água para os sedimentos acontece por meio do processo de adsorção destes metais nos sedimentos em suspensão.

BUBB E LESTER (1994), citados em RAMALHO *et al.* (2000), afirmam que os óxidos de ferro e manganês, a matéria orgânica e as argilas são os responsáveis pela remoção dos metais das águas, ligando-os aos sedimentos. A ligação dos metais com os óxidos, matéria orgânica e argilas, os mantém na forma não biodisponível.

Dessa forma, considerando que os solos (sedimentos) da região são argilosos e apresentam óxidos de Fe e Mn, argila e matéria orgânica, muito provavelmente os metais quantificados encontram-se na forma estável e, portanto, não biodisponível.

No Brasil não há legislação que regulamente a concentração de metais em sedimentos em relação à vida aquática e em relação à qualidade da água. Entretanto, a

Resolução nº. 344 do CONAMA, do ano de 2004, estabelece limites para alguns metais para sedimentos que serão dragados e dispostos no solo. Os valores limites para os metais dados por esta Resolução podem ser visualizados na Tabela IV.19.

Em termos de parâmetros internacionais, SANTANA E BARRONCAS (2007) apresentam valores estabelecidos pela Environment Protection Agency, dos Estados Unidos (US-EPA), para alguns metais presentes nos sedimentos.

Valores de referência foram estabelecidos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, CETESB, para os solos de São Paulo. Esses valores de referência para os solos podem auxiliar na comparação dos resultados.

Valores que naturalmente podem ser encontrados nos solos são citados por FADIGAS *et al.* (2002).

Os valores recomendados pela US-EPA, aqueles que indicam ambiente poluído, além daqueles citados nos trabalho de FADIGAS *et al.* (2002) e os estabelecidos pela CETESB, também encontram-se na Tabela IV.19.

Tabela IV. 19 – Valores de referência para metais em sedimentos e em solos, em mg kg<sup>-1</sup>

Metal	EPA		Resolução 344/04 CONAMA	FADIGAS <i>et al.</i> (2002)	CETESB (2005)
	Máximo Recomendado	Poluído*			
Ba	-	-	-	-	75
Cd	-	-	0,6	1	< 0,5
Co	-	-	-	20	13
Cr	81	370	37,3	55	40
Cu	34	270	35,1	119	35
Ni	20,9	51,6	18,0	35	13
Pb	46,7	218	35	19	17
Zn	150	410	123	79	60

\* Valores entre o máximo recomendado e o valor desta coluna indicam que os sedimentos estão poluídos.

Os solos da região de São Paulo apresentam características distintas em relação aos solos da região de Maringá, entretanto, dada a falta de parâmetros de comparação os valores obtidos no presente trabalho serão comparados também com os dados encontrados no estudo realizado pela CETESB.

O metal Ba não apresentou nenhum valor acima do especificado pela CETESB para solos, apresentando valores bem menores do que o valor de referência.

Para o Cd, observa-se que o limite aceitável como natural nos solos é de  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  (menor que 0,5 pela CETESB). Nas amostras de sedimentos nenhum teor deste metal foi detectado.

Os teores de Co encontrados excederam, para todos os pontos, os valores apresentados para os solos. Isto pode indicar que o metal, ou vem se concentrando no sedimento de fundo dos canais, ou que as atividades exercidas pelo homem alteram os níveis deste metal nas vertentes e, conseqüentemente, nos sedimentos.

A EPA considera o sedimento como poluído pelo metal Cr quando a concentração deste metal ultrapassar o limite de  $81 \text{ mg kg}^{-1}$ . Em nenhuma das determinações deste metal a concentração apresentou-se maior do que  $81 \text{ mg kg}^{-1}$ , indicando que o sedimento não encontrava-se poluído pelo metal Cr.

Em relação ao limite da concentração do metal Cr permitido para sedimentos dragados, observa-se que os valores determinados não ultrapassam o valor estipulado pela Resolução nº. 344/04 do CONAMA, exceto em uma das amostragens. Este resultado permite afirmar que, se houvesse necessidade de remoção dos sedimentos do fundo do canal, estes poderiam ser removidos e dispostos nos solos, desde que nenhum outro parâmetro indique o contrário.

Os valores determinados para o metal Cu mostram que estes estão presentes em níveis acima do máximo recomendado pela EPA.

Em relação ao teor natural do metal Cu no solo, verifica-se que nenhum dos valores apresentou teor acima de  $119 \text{ mg kg}^{-1}$ . Entretanto, para a classificação da CETESB e pela Resolução CONAMA nº. 344/04, a concentração do metal indica que este está acima da faixa de referência.

O metal Ni apresentou valores, em geral, menores do que a metade do limite do valor recomendado pela EPA. Em relação aos limites citados por FADIGAS *et al.* (2002), todos os valores encontram-se bem abaixo do que pode ser encontrados para os solos; pela Resolução nº. 344/04 do CONAMA e pela classificação da CETESB (2005) os valores também apresentam-se menores em relação ao valor de referência.

Para o metal Pb, com exceção de um valor para o ponto 1, os valores de concentração determinados apresentaram-se inferiores em relação ao que naturalmente podem ocorrer nos solos.

As concentrações encontradas para o Zn indicam que os sedimentos não se encontram poluídos por este metal, de acordo com os valores estabelecidos pela EPA.

Nenhum valor determinado para o metal Zn apresentou-se em nível superior ao que pode ser encontrado nos solos ou depositados nestes, como consequência de uma eventual dragagem dos sedimentos.

Estes resultados indicam que, muito provavelmente, a maior fonte de metais nos sedimentos seja o próprio solo da região. Entretanto, é importante não esquecer que o enriquecimento do solo por esses contaminantes pode ser um fator antrópico importante, e que os usos e ocupação à que a bacia esteja sujeita potencializa a presença dos metais nos corpos hídricos, tanto na água quanto nos sedimentos.

Além disso, é importante ressaltar que as concentrações de metais indicam que um processo de dragagem só seria permitido se os níveis do metal Cu pudessem ser reduzidos, de forma que a concentração deste se apresentasse em um nível aceitável para deposição nos solos, desde que os outros parâmetros indicados pela Resolução nº. 344/04 do CONAMA estejam satisfeitos.

#### **4.2 Transporte dos sedimentos**

A bacia do ribeirão Maringá apresenta um quadro complexo, uma vez que o canal tem influência tanto de área urbana quanto rural. Dessa forma, altas taxas de vazão são produzidas durante os eventos pluviométricos, uma vez que parte significativa da cabeceira da bacia está inserida em área urbana.

Em períodos de chuvas o ribeirão transporta uma carga significativa de sólidos, que pode ser observada pela coloração da água (Figura IV.13). É importante ressaltar que por motivos de ordem técnica foram efetuadas poucas coletas com vazão e carga sólida médio-altas.

Em todas as campanhas as medidas de vazão foram realizadas a vau.

Na Figura IV.13 são apresentadas as marcas de barro e lixo deixadas nas margens do canal pela água em eventos de chuva de intensidade elevada.

Nos últimos meses, a bacia do ribeirão Maringá vem apresentando uma geração maior de sedimentos, devido à construção de duas pontes, uma no córrego Mandacaru (afluente do ribeirão Maringá) e outra na parte de cabeceira do próprio ribeirão. A construção destas pontes gerou um aumento significativo da carga em suspensão. Algumas medidas de vazão neste período foram possíveis.



Figura IV. 13 – Marca de lixo indicando a altura da água durante evento pluviométrico

Os dados de descarga para a bacia em estudo foram obtidos em vazões de base e nas vazões de descida, em geral, algumas horas após os eventos pluviométricos.

Em alguns trechos do canal do ribeirão Maringá foram observadas quantidades significativas de materiais que não são gerados nestes trechos, provindos de outras áreas. Estes materiais como areia, pequenas pedras, pedaços de tijolos e de lajotas, puderam ser encontrados no leito do ribeirão Maringá, em praticamente todo seu percurso.

Os materiais acima citados (areia, pedras, tijolos e lajotas) são provindos da parte urbana da bacia, uma vez que nas áreas de cabeceira observa-se o processo de urbanização de parte da vertente. Quando da ocorrência de chuvas fortes, há um arraste do material utilizado nas construções que se encontram próximas ao canal.

A presença destes materiais leva ao aceleração do assoreamento do canal, tornando-o cada vez mais raso e alargado em relação ao que era, ocorrendo com este um desequilíbrio local, com a modificação do fluxo do canal. Este ponto de desequilíbrio é a base local, a qual permanecerá até que um novo evento pluvial torne o canal competente para transportar os materiais a jusante.

A Figura IV.14 apresenta os pontos onde foram feitas as medidas de vazão e coleta de sedimentos na bacia do ribeirão Maringá. Os pontos nos córregos Romeira e Mandacaru (CR e CM, respectivamente) que aparecem na Figura foram também monitorados, entretanto seus resultados não serão aqui apresentados, pois fazem parte de uma dissertação, a qual será posteriormente apresentada.

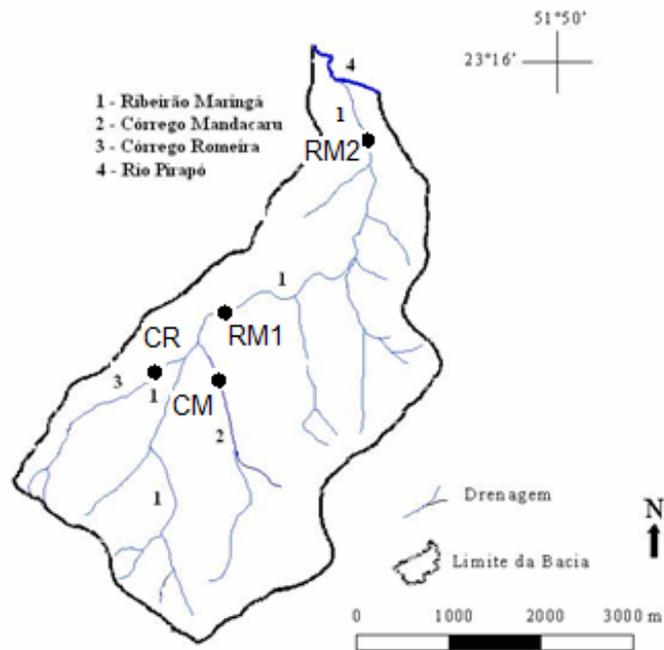


Figura IV. 14 - Locais de medidas de vazão e determinação do transporte de sedimentos

Nas Tabelas IV.20 e IV.21 estão apresentados os dados básicos coletados durante as visitas a campo e também os dados obtidos em laboratório, pela análise da concentração dos sedimentos.

Tabela IV. 20 - Dados obtidos para o ribeirão Maringá - RM1 - ponto a montante do canal

Data	Vazão $L s^{-1}$	$C_{ss}$ $mg L^{-1}$	$Q_{ss}$ $kg h^{-1}$	$C_{ssev}$ $mg L^{-1}$	$Q_{ssev}$ $kg h^{-1}$	$Q_l$ $kg h^{-1}$	Turbidez NTU
23/01/08	1039,2	30,0	112,2	NM	NM	NM	NM
25/03/08	860,9	15,3	47,4	NM	NM	NM	NM
17/04/08	863,5	95,6	297,2	NM	NM	NM	NM
08/05/08	915,5	59,2	195,1	NM	NM	NM	NM
26/06/08	789,2	66,5	188,9	NM	NM	NM	60,0
17/07/08	764,4	38,0	104,6	241	663,2	NM	28,6
18/08/08	841,3	21,2	64,2	213	645,1	NM	20,6
16/09/08	687,3	13,6	33,6	179	442,9	NM	15,0
07/10/08	778,7	22,3	62,5	139	389,7	NM	4,92
04/12/08	839,9	15,0	45,4	242,3	732,7	NM	30,1
05/02/09	1444,9	156,9	815,9	369,3	1921,1	3228,3	249
25/02/09	998,5	67,4	242,3	216,0	776,4	NM	73,0

## Continuação da Tabela IV.20...

01/04/09	797,7	10,2	29,3	200,00	574,3	NM	10,4
18/05/09	775,6	19,4	54,2	97,50	272,2	618,1	21,1
29/07/09	1004,5	52,4	189,5	235,50	851,6	5905,9	70,1
26/08/09	761,5	17	46,6	212,22	581,8	5194,4	34,9

NM – Não determinado ou não medido

Tabela IV. 21 - Dados obtidos para o ribeirão Maringá – RM2 - ponto a montante

Data	Vazão L s <sup>-1</sup>	C <sub>ss</sub> mg L <sup>-1</sup>	Q <sub>ss</sub> kg h <sup>-1</sup>	C <sub>ssev</sub> mg L <sup>-1</sup>	Q <sub>ssev</sub> kg h <sup>-1</sup>	Q <sub>l</sub> kg h <sup>-1</sup>	Turbidez NTU
05/12/07	962,8	10,0	34,7	NM	NM	NM	NM
23/01/08	1733,3	15,9	99,1	NM	NM	NM	NM
25/03/08	1116,7	15,0	60,3	NM	NM	NM	NM
17/04/08	1047,6	86,8	327,3	NM	NM	NM	NM
08/05/08	1115,8	6,2	24,7	NM	NM	NM	NM
26/06/08	932,1	27,5	92,3	NM	NM	NM	28,0
17/07/08	908,0	12,4	40,5	127	0,115	NM	9,6
18/08/08	1190,8	8,0	34,3	166	0,198	NM	12,7
16/09/08	908,7	13,6	44,5	179	0,163	NM	15,0
07/10/08	914,4	11,4	37,5	126	0,115	NM	18,9
04/12/08	1352,2	9,2	44,8	215	0,291	NM	18,7
05/02/09	1509,9	30,6	166,3	173,3	0,262	2842,1	39,6
25/02/09	1532,4	106,1	585,5	212,3	0,325	NM	167,0
07/04/09	1117,0	34,3	137,9	231,0	0,258	2304,4	61,0
18/05/09	987,4	11,4	40,5	153,0	0,151	1196,5	15,1
29/07/09	1331,1	48,2	231,0	285,0	0,379	3106,8	59,0
26/08/09	1063,0	15,2	58,2	152,2	0,162	6775,1	23,3

NM – Não determinado ou não medido

em que:

C<sub>ss</sub> é a concentração de sólidos suspensos da amostra líquida, em mg L<sup>-1</sup>;Q<sub>ss</sub> é a descarga sólida calculada, em kg h<sup>-1</sup>;C<sub>ssev</sub> é a concentração de sólidos totais da amostra líquida determinado por evaporação, em mg L<sup>-1</sup>;Q<sub>ssev</sub> é a descarga total da amostra líquida, em kg h<sup>-1</sup>;Q<sub>l</sub> é a descarga de sólidos transportada pelo leito do canal, kg h<sup>-1</sup>;

TB é a turbidez da água, em NTU.

A partir dos dados, algumas observações e correlações foram obtidas.

Observa-se que as vazões nos trechos 1 e 2, RM1 e RM2, foram distintas. Como o ponto RM1 localizava-se a montante, sua vazão deveria, em tese, ser menor. Conforme o rio vai correndo, o fluxo de água aumenta devido às águas provindas de outros canais e da recarga do solo.

A vazão média determinada para os dados coletados no ponto RM1 foi de 855,2 e de 1160,2 L s<sup>-1</sup> no ponto RM2. Em termos médios, do ponto RM1 até o ponto RM2, 305 L de água entraram no sistema fluvial. Dependendo do período do ano a diferença de vazão varia. Em períodos mais chuvosos, este valor era maior e, em períodos de seca, menor.

Fazendo uma divisão entre os meses mais chuvosos e mais secos, de acordo com os dados históricos de precipitação, verifica-se que as vazões em RM1, foram de 816,3 L s<sup>-1</sup> e de 1036,7 L s<sup>-1</sup>, no período de seca e no período de chuva, respectivamente; as vazões em RM2 foram de 1046,9 L s<sup>-1</sup> e de 1367,9 L s<sup>-1</sup>, no período de seca e no período de chuva, respectivamente. As diferenças entre as vazões, entre os pontos, nos períodos de chuva e seca, foram em média de 330 e 230 L s<sup>-1</sup>, respectivamente.

Mesmo não medindo continuamente a vazão, inclusive nos picos de cheia, pode-se dizer que os valores determinados representam, de forma simplificada, o ambiente lótico na maior parte do tempo. Como as ondas de cheia ocorreram em um tempo relativamente curto, em relação ao período de um dia, estes extremos de vazão não representam, na maior parte do tempo, o sistema. Entretanto, os picos de cheia são extremamente importantes para projetos de obras hidráulicas que venham a ser efetuados na bacia.

Em relação à grande parte das pontes existentes no ribeirão Maringá, parece que estas, daqui a algum tempo, terão que passar por reformas ou substituições, uma vez que alguns dos bueiros, por vezes, não conseguem drenar a água para o outro lado das pontes. Isto é decorrente do aumento dos picos de vazão, ocasionados pelo aumento da malha urbana na região de cabeceira da bacia nos últimos anos. Além da intensificação das descargas, o material que é arrastado pelas águas, muitas vezes, acaba entupindo a passagem de água por debaixo da ponte, forçando suas estruturas de forma não desejada. A Figura IV.15 mostra a situação comumente encontrada após as precipitações.

Por vezes estes materiais acabavam por se acumular por várias precipitações seguidas, em virtude do setor da Prefeitura de Maringá, responsável pela limpeza desses bueiros, não conseguir efetuar a retirada dos materiais em todas as pontes.

Outro fator que pode prejudicar a estabilidade das pontes é a canalização da água do ribeirão ao passar pelos bueiros. Os bueiros, em geral, acabam direcionando as águas em algum ponto, após as pontes, e esta canalização tem gerado um processo de erosão do solo próximo às estruturas das pontes.



Figura IV. 15 – Lixo e material sólido arrastado nas altas vazões

Na Figura IV.15, à direita, é possível observar que há também perda de solo na parte a montante da ponte.

A partir dos dados de vazão coletados, os comportamentos de transporte de sedimentos foram obtidos. Na Figura IV.16 é possível observar os valores transportados, nos pontos estudados, no ribeirão Maringá, a montante (RM1) e a jusante (RM2) do canal.

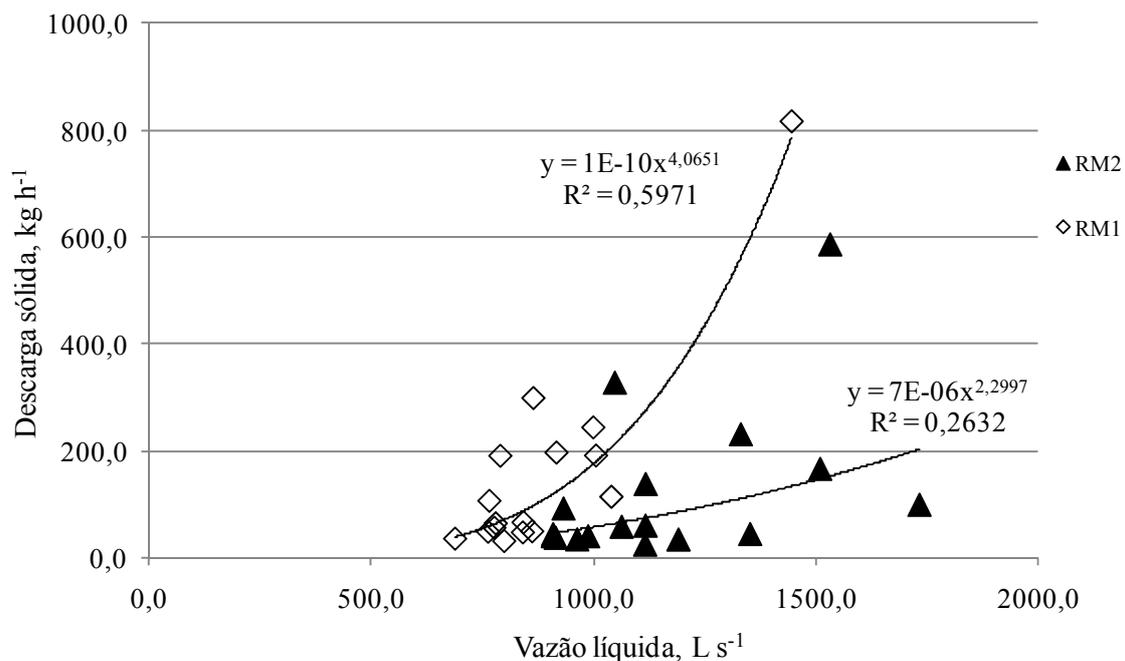


Figura IV. 16 - Variação da descarga sólida com a vazão líquida para o ribeirão Maringá

As curvas que aparecem na Figura são aproximações obtidas pelo software Excel. Observa-se pelo valor do coeficiente de correlação que o aumento da descarga sólida não pode ser totalmente explicado pela vazão. Para o ponto RM1, o coeficiente de correlação indica que mais da metade do comportamento da descarga sólida pode ser explicado pelo comportamento da vazão. Em relação ao comportamento do transporte no ponto RM2, tem-se que muito pouco do comportamento da descarga sólida pode ser explicada pela vazão líquida, a função potência não representa o sistema.

Um aumento da carga sólida é esperado quando há aumento da vazão, porém, o comportamento de aumento varia de acordo com as características da vertente.

As variações que ocorrem no transporte de sedimentos em relação à vazão são oriundas das precipitações. Como diferentes intensidades de chuvas ocorrem, diferentes desprendimentos e arrastes também ocorrem. Dessa forma o material que chega ao canal pode chegar de forma mais rápida ou mais lenta e em maior ou menor quantidade.

Dessa forma, sendo a vazão líquida uma variável muito instável e totalmente dependente do ciclo hidrológico e das condições do meio em que ela ocorre, o transporte de sedimentos também o será. Representar um sistema como esse é difícil, entretanto, boas aproximações podem ser feitas.

Observando a Figura IV.16, parece que a relação de transporte de sedimentos aumenta um pouco mais rapidamente no trecho a montante (RM1) do que no trecho a jusante (RM2) do ribeirão Maringá. Este comportamento pode ser explicado pelo fato da ETE liberar continuamente certa quantidade de esgoto (tratado) no ribeirão, logo à montante do ponto RM1. O esgoto visivelmente apresentava sólidos em suspensão, os quais, muito provavelmente, alteraram o comportamento local de produção e transporte de sedimentos do ambiente lótico.

No ponto RM2 estes sólidos não foram observados, ou seja, não interferiram na quantificação de sedimentos, muito provavelmente porque no trecho de percurso entre os pontos de medida de vazão este material foi se depositando no leito, não chegando até o trecho a jusante.

Para se obter uma relação mais completa da geração e transporte de sedimentos na bacia do ribeirão Maringá, os deflúvios sólidos nos pontos RM1 e RM2 foram divididos pela área de influência dos respectivos pontos de monitoramento. A área de influência do ponto RM1 é de 52,6 e do ponto RM2 é de 82,43 km<sup>2</sup>. Dessa forma, foram obtidos os valores específicos de sedimento transportado por km<sup>2</sup>, também chamado de produção

específica de sedimentos, ou ainda degradação específica. A Tabela IV.22 apresenta a produção específica de sedimentos para ambos os trechos estudados.

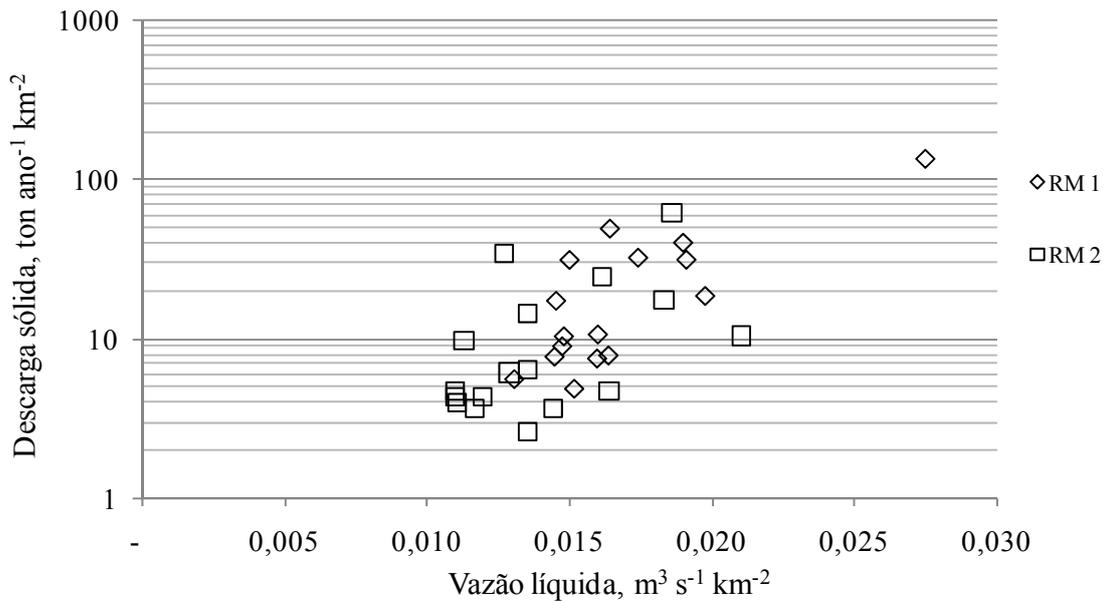
Tabela IV. 22 – Produção específica de sedimentos ( $P_{ss}$ )

Data	RM1		RM2		
	$P_{ss}$ , ton ano <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	$h_{liq}$ , m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	$P_{ss}$ , ton ano <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	$h_{liq}$ , m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup> km <sup>-2</sup>	Agradação mm ano <sup>-1</sup>
23/01/08	18,69	11,68	10,54	6,59	0,0051
25/03/08	7,90	4,94	6,41	4,01	0,0009
17/04/08	49,49	30,93	34,79	21,74	0,0092
08/05/08	32,49	20,31	2,63	1,64	0,0187
26/06/08	31,47	19,67	9,81	6,13	0,0135
17/07/08	17,41	10,88	4,31	2,69	0,0082
18/08/08	10,69	6,68	3,64	2,28	0,0044
16/09/08	5,60	3,50	4,73	2,96	0,0005
07/10/08	10,41	6,51	3,99	2,49	0,0040
04/12/08	7,55	4,72	4,76	2,97	0,0017
05/02/09	135,88	84,93	17,68	11,05	0,0739
25/02/09	40,35	25,22	62,22	38,89	0,0137*
18/05/09	9,02	5,64	4,31	2,69	0,0029
29/07/09	31,56	19,72	24,55	15,34	0,0044
26/08/09	7,76	4,85	6,18	3,86	0,0010

\* Este valor não corresponde a agradação, mas sim degradação, ou seja, arraste, devido os valores no ponto à jusante serem maiores do que os valores no ponto à montante.

A produção específica,  $P_{ss}$ , é a medida de erosão que acontece na bacia e que chega até o canal, sendo transportada por este, em ton ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>. A altura de degradação,  $h_i$ , dada em m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup>, é o volume de solo removido das vertentes, que chega até o canal e que é transportado por este, provindo de toda a área de influência do ponto onde as medidas foram feitas.

Como pode se observar na Tabela IV.22 e na Figura IV.17, a produção específica de sedimentos é maior no ponto RM1, a montante, do que no ponto RM2, a jusante do canal.



Observa-se que a nuvem de pontos apresentada na Figura IV.17 varia bastante com a variação da vazão. Em termos médios, o transporte de sedimentos ficou em torno de  $19,4 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ . Porém, considerando que no trecho a jusante, RM2, a interferência dos sólidos e da vazão gerada pela ETE reduziu seu efeito, parece plausível considerar que a produção média de sedimentos para a bacia é melhor representada pelos valores calculados no trecho a jusante do ribeirão.

A partir destas considerações, pode-se dizer que a produção específica média de sedimentos para a bacia ficou em torno de  $12,8 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ .

Considerando estes resultados obtidos por meio das coletas realizadas em dias específicos, pode-se afirmar que, em média, e na maior parte do tempo, excluindo-se os períodos de chuvas intensas, a produção de sedimentos pode ser considerada baixa (até  $70 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ), conforme sugerido por LIMA *et al.* (2004). Mesmo que o valor médio de toda a bacia,  $19,4 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ , fosse considerado, o transporte de sólidos, ainda seria considerado baixo.

MORAIS (2007) avaliou a erosão dos solos na bacia do ribeirão Maringá, por meio da Equação Universal de Perda de solo, verificando que a erosão variou de zero a  $2000 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ . Entretanto a estimativa não levou em conta a área urbana.

Considerando as diferentes taxas de erosão e suas porcentagens, a erosão média para a bacia pode ser aproximada para um valor de  $902,37 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ . Como não se tem informações a respeito da erosão da área urbana, considerar-se-á no presente trabalho, para fins de cálculo, que a erosão média calculada é válida também para a área urbana.

Com o valor de erosão específica é possível encontrar um coeficiente aproximado de remoção de sedimento, ou razão de transferência para a bacia.

Considerando o valor médio de produção de sedimento para o ponto a jusante da bacia, RM2,  $12,8 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ , tem-se que a razão de transferência, calculada por meio da Eq. 5, é de 1,4, ou seja, 1,4 % do sedimento que erode na bacia é transportado pelo canal fluvial no trecho à jusante. Considerando a média de transporte dos pontos RM1 e RM2 esta razão é um pouco maior, 2,2 %.

Como o ponto RM2 encontra-se próximo à confluência com o rio Pirapó, pode-se dizer que o sedimento que passa por este ponto segue para o rio. Dessa forma, a contribuição de sedimentos da bacia do ribeirão Maringá para o rio Pirapó apresenta uma ordem de grandeza de  $12,8 \text{ ton ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ , em média. Considerando que a área da bacia hidrográfica do ribeirão é de  $90,5 \text{ km}^2$ , o aporte de sedimentos é de aproximadamente  $1158,4 \text{ ton ano}^{-1}$ .

As vazões específicas, Figura IV.15, no ponto a montante, RM1, foram superiores às vazões específicas a jusante, RM2. Este resultado pode ser explicado com o conhecimento de que o trecho a montante apresenta uma densidade de canais maior do que o trecho a jusante. Uma maior densidade de canais pode favorecer o aumento da água disponível para alimentar o ribeirão (trecho RM1), em comparação ao trecho RM2, no qual a maior parte da água que entra no sistema fluvial provém da recarga do solo.

Além disso, a vazão do esgoto, presente no ponto RM1, pode acrescentar um percentual significativo em termos da vazão. Dependendo do dia, o despejo do esgoto tratado pode compreender um valor da ordem de 10% da vazão do ribeirão Maringá, no ponto a montante.

Seguindo a mesma idéia do transporte de sedimentos, em relação à vazão, a média específica para a bacia, considerando a vazão apenas no trecho a jusante ficou em  $0,0141 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ , contra  $0,0154 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$  considerando ambos os trechos, a montante e a jusante.

Nota-se que a diferença em termos da vazão (8,7 %) não foi tão expressiva quanto o valor da produção de sedimentos (33,6%), ou seja, o material provindo da ETE apresentou quantidade de sólidos em suspensão bastante superior aos sólidos presentes nas águas do canal.

A partir das informações sobre o material resultante do processo de evaporação de uma alíquota da amostra líquida (material em suspensão e dissolvido), foi possível construir um gráfico do transporte deste material em função da vazão líquida (Figura IV.18).

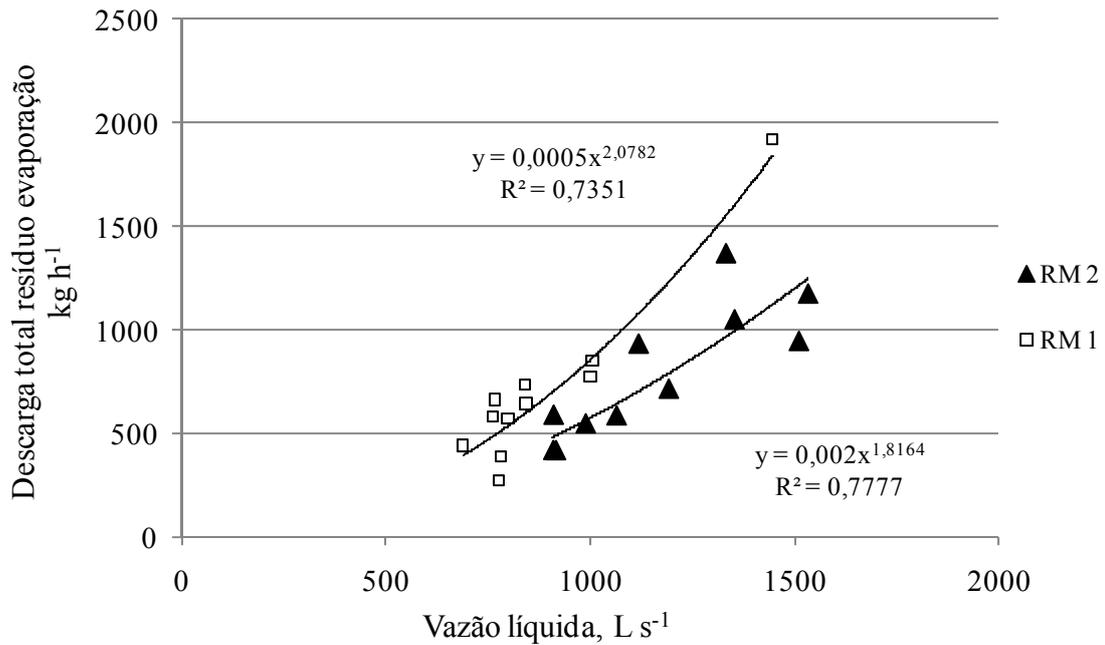


Figura IV. 18 – Relação entre o transporte dos sólidos do resíduo de evaporação da água e vazão

Comparando estes dados com aqueles apresentados na Figura IV.16, verifica-se que o aumento do resíduo de evaporação da água apresentou um maior e mais acentuado crescimento em relação à vazão do que a relação de sólidos suspensos com a vazão. Ou seja, parece que a geração dos sólidos suspensos e dissolvidos transportados responde de forma mais direta ao comportamento da vazão, uma vez que pelo valor do coeficiente de correlação tem-se que a vazão líquida explica a maior parte da variação na descarga sólida.

Algumas coletas de material transportado pelo leito do canal foram efetuadas. A Figura IV.19 apresenta os resultados encontrados para a descarga sólida de fundo com a vazão.

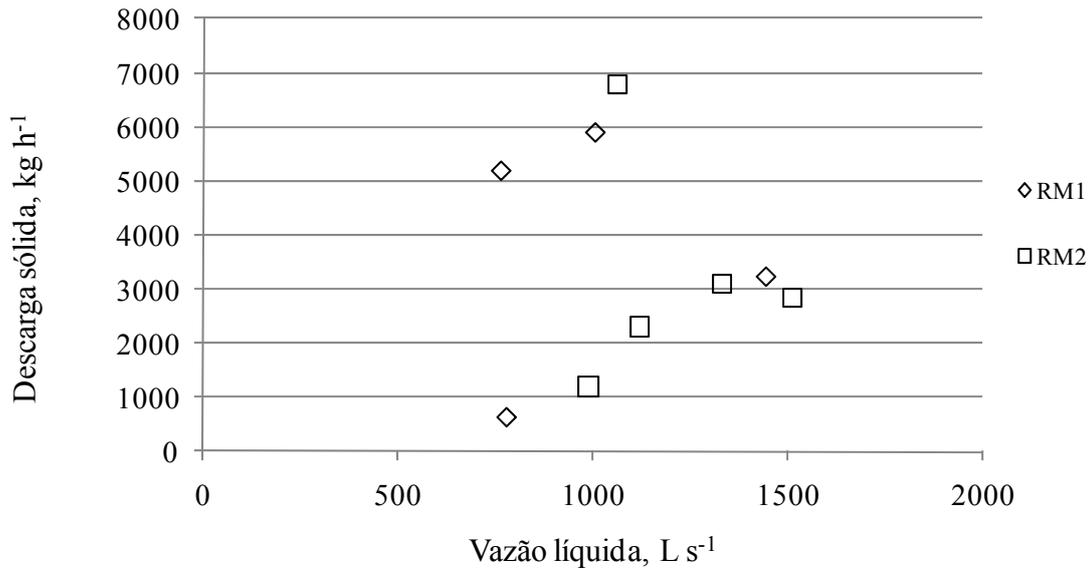


Figura IV. 19 – Descarga sólida do fundo do rio com a vazão

Os dados coletados foram poucos e os resultados das análises apresentam-se dispersos e com valores que parecem estar superestimados uma vez que, de acordo com CARVALHO (1994), a maior parte dos sedimentos é transportada em suspensão.

A Figura IV.19 mostra que as quantidades de sólidos transportados são de ordem de grandeza de mais de 10 vezes do transporte em suspensão, o que com certeza não é o caso da área em estudo, nos momentos das coletas.

A Figura IV.19 mostra que as quantidades de sólidos transportados são muito maiores do que o transporte calculado para os sólidos em suspensão (Tabelas IV.14 e IV.15). Em casos em que a vazão é muito alta, o transporte de fundo pode até apresentar-se próximo ao transporte em suspensão (SANTOS *et al.*, 2001), entretanto, considerando que as medidas foram realizadas em vazões médias e baixas, os resultados parecem não representar o real transporte de fundo.

Muitos fatores podem ter influenciado na coleta do material do leito, fazendo com que a quantidade de amostra coletada fosse maior do que realmente é transportada pelo fundo do canal.

O primeiro fator de interferência pode ter sido o fator humano. Mesmo havendo muito cuidado no momento da coleta, o amostrador de sedimentos pode ter sido posicionado de maneira incorreta, com inclinação para a parte de montante, favorecendo a entrada de material no mesmo.

Outro fator diz respeito ao tipo de amostrador utilizado na coleta. O amostrador desenvolvido foi o do tipo Helley-Smith, com bocal difusor. Este tipo de amostrador exerce uma pressão negativa no bocal de coleta, o qual suga o material logo a montante para o seu interior.

Como o amostrador foi desenvolvido de acordo com as informações de CARVALHO (1994), sendo a indicação de sua aplicação para materiais de fundo, com diâmetro relativamente grande, o que é o caso do canal em estudo, provavelmente o fator que determinou os problemas de coleta foi o fator humano.

Dessa forma, os dados obtidos parecem não representar o sistema e a determinação do material transportado pelo leito trouxe resultados que não podem ser comparados com os de transporte em suspensão e, por isso a descarga total do canal não pode ser calculada de forma direta.

Estimativas do transporte de sedimentos em suspensão podem ser realizadas por meio de medidas de turbidez, desde que haja uma boa correlação entre a turbidez e os sólidos suspensos presentes na água (MINELLA *et al.*, 2008). Um possível monitoramento do transporte baseado em dados de turbidez poderia ser menos dispendioso em termos financeiros, de tempo e de mão de obra.

Numa tentativa de calibrar a concentração de sedimentos em relação ao parâmetro turbidez, um gráfico da concentração dos sólidos em suspensão com a turbidez foi construído. A Figura IV.20 apresenta as curvas, bem como a correlação obtida para cada curva.

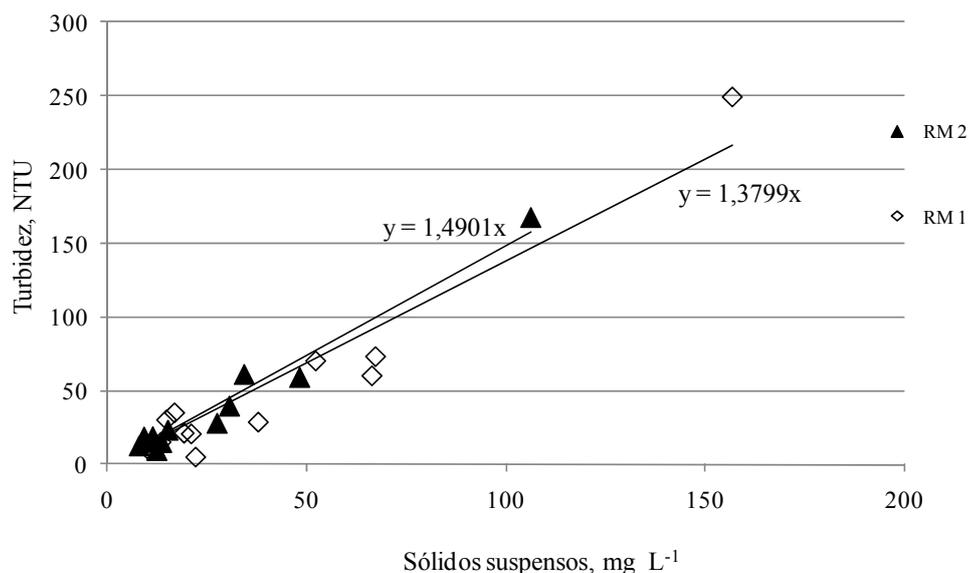


Figura IV. 20 – Relação entre turbidez e sólidos suspensos (coeficientes de correlação,  $r^2$  para o ponto RM1 = 0,9157 e para o ponto RM2 = 0,9676)

Verifica-se na Figura IV.20 que houve uma boa correlação entre a turbidez e os sólidos suspensos, principalmente para o ponto RM2, em que verificou-se uma correlação próxima a 0,97. Entretanto, a dispersão dos dados foi significativa, e o uso de correlações pode levar a erros significativos.

Utilizando as correlações apresentadas na Figura IV.20 para o cálculo das concentrações de sedimentos, pode-se analisar o erro que seria causado no cálculo do transporte de sedimentos se os valores de turbidez fossem utilizados nos cálculos dos sólidos em suspensão. Os valores estão apresentados nas Tabelas IV.23 e IV.24.

Tabela IV. 23 – Valores da descarga sólida em função da turbidez para o ponto RM1

Concentração mg L <sup>-1</sup>	Turbidez NTU	Desc. sólida kg h <sup>-1</sup>	Desc. sólida correlação kg h <sup>-1</sup>	% Diferença
66,5	60,0	188,9	123,54	34,6
38,0	28,6	104,6	57,03	45,5
21,2	20,6	64,2	45,21	29,6
13,6	15,0	33,6	26,90	20,1
22,3	4,92	62,5	10,00	84,0
15,0	30,1	45,4	65,96	-45,4
156,9	249,0	815,9	938,62	-15,0
67,4	73,0	242,3	190,16	21,5
10,2	10,4	29,3	21,64	26,1
19,4	21,1	54,2	42,69	21,2
52,4	70,1	189,5	183,71	3,1
17,0	34,9	46,6	69,33	-48,8

Tabela IV. 24 – Valores da descarga sólida em função da turbidez para o ponto RM2

Concentração mg L <sup>-1</sup>	Turbidez NTU	Desc. sólida Kg h <sup>-1</sup>	Desc. sólida correlação Kg h <sup>-1</sup>	% Diferença
27,5	28	92,3	63,05	31,7
12,4	9,57	40,5	20,99	48,2
8,0	12,7	34,3	36,54	-6,5
13,6	15	44,5	32,93	26,0

*Continuação da Tabela IV.24...*

11,4	18,9	37,5	41,75	-11,3
9,2	18,7	44,8	61,09	-36,4
30,6	39,6	166,3	144,45	13,2
106,1	167	585,5	618,27	-5,6
34,3	61	137,9	164,62	-19,3
11,4	15,1	40,5	36,02	11,1
48,2	59	231,0	189,74	17,9
15,2	23,3	58,2	59,84	-2,9

Os resultados apresentados nas Tabelas IV.23 e IV.24 evidenciam que a utilização do parâmetro turbidez na quantificação dos sólidos transportados em suspensão, levou a erros substanciais em relação ao valor determinado pelo processamento da amostra de água.

Dessa forma, a utilização da correlação entre os parâmetros turbidez e sólidos suspensos, no cálculo do transporte do sólido em suspensão foi considerado inviável, uma vez que levou a erros bastante grandes.

### **4.3 Distribuição granulométrica**

A distribuição granulométrica foi realizada em sedimentos retirados de ambos os pontos do canal do ribeirão Maringá. Como já mencionado anteriormente, quando eventos pluviométricos ocorrem e geram picos altos de vazão, um transporte maior de material ocorre. Este transporte, dependendo da capacidade da água, altera o material do leito, sendo que, às vezes este se apresenta com material particulado de diâmetro menor, às vezes como material de maior diâmetro.

Dessa forma, a distribuição granulométrica foi realizada em sedimentos representativos do intervalo entre o dia da coleta do material, e evento pluviométrico seguinte que gerou uma vazão competente capaz de arrastar o material do trecho para jusante, trazendo novo material de montante para aquele local.

As Figuras IV.21 e IV.22 apresentam as distribuições granulométricas do material de leito para os trechos RM1 e RM2.

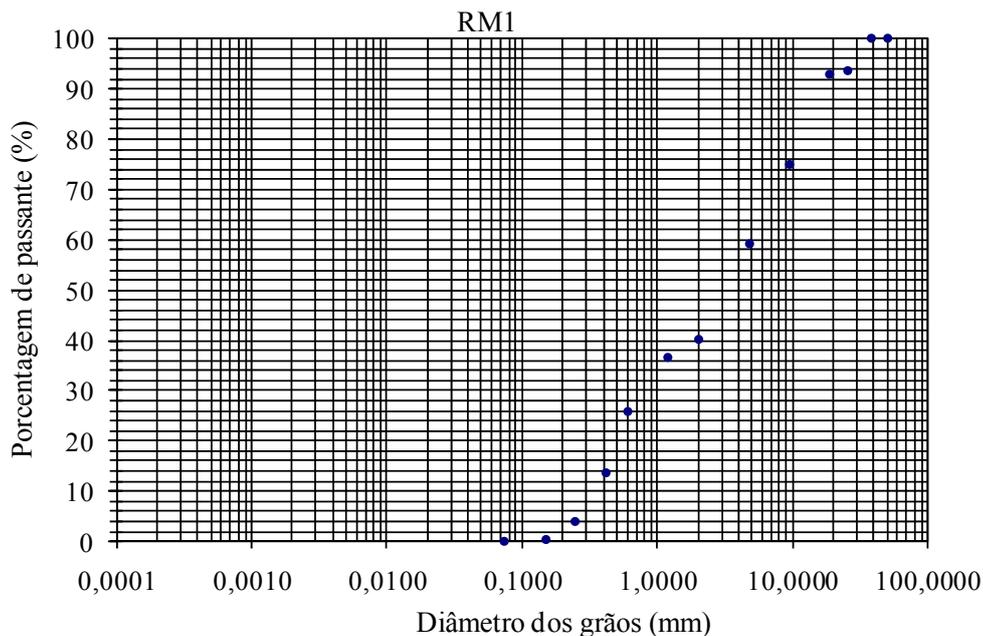


Figura IV. 21 – Distribuição granulométrica do material de fundo – RM1

O trecho do ponto RM1 apresentou maior parte de seu material como sendo pedregulho, em torno de 60%, o restante da amostra constituía-se de areias.

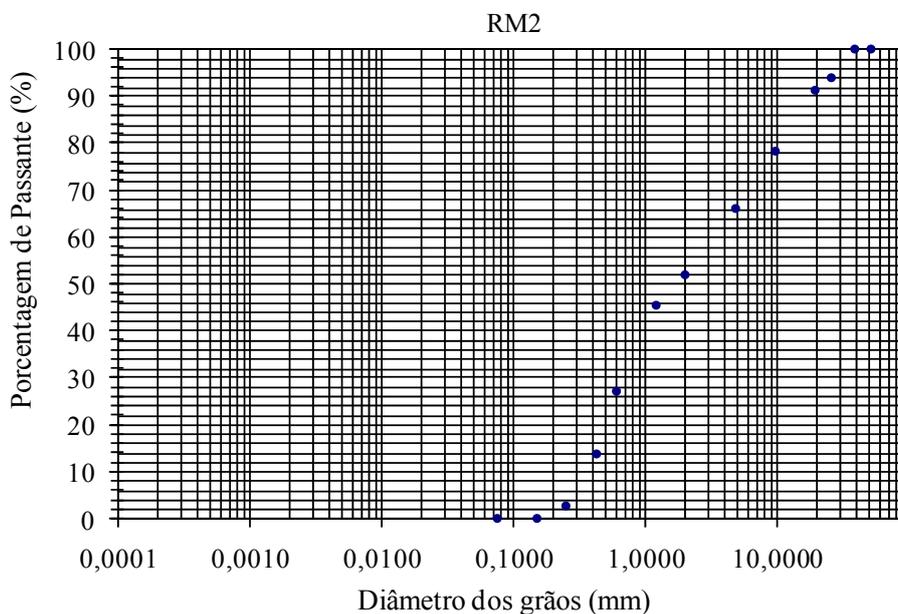


Figura IV. 22 – Distribuição granulométrica do material de fundo – RM2

O trecho RM2 apresenta mais ou menos 50% de seu material como sendo areias e 50% de pedregulho.

A análise granulométrica mostra que os trechos não apresentaram quantidades significativas de argila e silte, ou seja, o trecho não se apresentou favorável ao acúmulo deste tipo de material.

#### 4.4 Determinação da erosão das margens

Os resultados das medidas da exposição dos pinos estão apresentados nas Tabelas IV.25 a IV.29.

Alguns dos resultados de total erodido apresentam valores negativos. Esses valores indicam que ao invés de ocorrer um desgaste da margem, um processo inverso ocorreu, o de deposição de material no barranco.

Para os valores de total erodido apresentados na Tabela IV.25 que não apresentam o índice superescrito, as últimas medidas de erosão foram realizadas no dia 10/09/2009.

Tabela IV. 25 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 10 (Pinos colocados dia 31/07/2008)

	MD			ME		
1ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,12	0,6	1,37	0,15	0,7	-
Total erodido, cm	-5,9 <sup>1</sup>	0 <sup>2</sup>	0,4 <sup>2</sup>	-10 <sup>1</sup>	0 <sup>1</sup>	-
2ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,2	0,7	1,15	0,08	0,24	0,53
Total erodido, cm	-3,2 <sup>1</sup>	0 <sup>1</sup>	0 <sup>1</sup>	2,9 <sup>1</sup>	2,1 <sup>1</sup>	-0,7 <sup>1</sup>
3ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,13	0,67	-	0,35	0,9	-
Total erodido, cm	14,4	3,5	-	2,1	3,2	-

1- Última medida de exposição dos pinos realizada no dia 22/09/2008; 2- Última medida de exposição do pinos realizada no dia 02/02/2009

Percebe-se que nas duas primeiras linhas de pinos, o total erodido apresentou alguns valores negativos. Estes valores foram causados em consequência de acúmulo de sedimentos na parte inferior das margens, uma vez que os pinos mais próximos à linha de água foram encobertos. Na segunda linha de pinos percebe-se que houve perdas da ordem de mais ou menos 1 cm por mês. Nas medidas efetuadas na linha 3, todos os resultados mostraram que houve desgaste da margem, entretanto, o primeiro pino da margem direita

apresentou um desgaste mais intenso. Provavelmente a parte mais baixa do barranco, onde o pino estava inserido, sofreu alguma pressão e acabou por permitir a erosão da margem.

Em geral, os trechos que sofreram maior perda de margem apresentavam algum fator físico de desestabilização, como falta de proteção da margem por mata marginal, ou alguma pedra no canal, que intensificava o fluxo de água para trechos específicos na margem.

No trecho onde foi estabelecido o ponto 10, foram observados muitos pontos de desestabilização das margens. Nas visitas realizadas para as medições de exposição dos pinos, foi observado que, muito provavelmente, alguma alteração das margens foi causada por processo humano em anos anteriores, pois essas apresentavam diferenciações em relação a trechos de montante e jusante do barranco.

Além da pressão da própria água nos eventos de vazões altas, a quantidade de lixo que seguia com a água, exerceu pressão nos pinos, fazendo com que esses fossem arrancados ou desestabilizados pela perda de material da margem, na área bem próxima ao pino (1 a 2 cm de diâmetro em relação ao ponto de entrada do pino no barranco).

A Tabela IV.26 apresenta os resultados encontrados de medidas da exposição dos pinos para o ponto 11.

Tabela IV. 26 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 11 (Pinos colocados dia 03/09/2008)

	MD			ME		
	1ª linha de pinos					
Altura em relação nível d'água, m	0,2	0,54	-	0,15	0,5	-
Total erodido, cm	0 <sup>1</sup>	0 <sup>1</sup>	-	0,7	0,4	-
2ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,18	0,48	0,89	0,2	0,5	0,9
Total erodido, cm	-1	0,5	0,5 <sup>2</sup>	2,4	2,5	1,5
3ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,2	0,5	0,9	0,17	0,55	0,86
Total erodido, cm	0	-0,2	0	4,8	2,1	0,5

1- Última medida de exposição do pino realizada no dia 22/09/2008; 2- Última medida de exposição do pino realizada no dia 02/02/2009. Os valores que não apresentam índice superescrito foram medidos no dia 15/09/2009.

Observa-se que os totais erodidos de margem no ponto 11, foram pequenos e as observações no local mostraram que estas margens, em geral, estavam estabilizadas. O trecho do ponto 11, onde não havia pinos, realmente comportou-se com perdas muito pequenas, praticamente não perceptíveis. Estas margens apresentavam certo grau de proteção marginal, dada pela presença de árvores ou outras plantas.

Na Tabela IV.27 é possível observar os totais erodidos para o ponto 12.

Tabela IV. 27 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 12 (Pinos colocados dia 03/09/2008)

	MD			ME		
	1ª linha de pinos					
Altura em relação nível d'água, m	0,1	0,23	-	0,27	0,67	1,04
Total erodido, cm	9,5 <sup>3</sup>	13 <sup>3</sup>	-	4,1 <sup>2</sup>	18 <sup>2</sup>	3,5 <sup>2</sup>
	2ª linha de pinos					
Altura em relação nível d'água, m	0,2	0,65	-	0,2	0,5	-
Total erodido, cm	0 <sup>1</sup>	0 <sup>1</sup>	-	3 <sup>1</sup>	0 <sup>1</sup>	-

1 - Última medida de exposição do pino realizada no dia 22/09/2008; 2- Última medida de exposição do pino realizada no dia 02/02/2009;  
3 - Última medida de exposição do pino realizada no dia 21/05/2009.

Como pode ser observado, pelos valores apresentados na Tabela IV.27, as perdas de margem foram significativas na primeira linha de pinos, indicando que as margens deste trecho apresentavam certa desestabilização. Neste trecho além de serem observadas interferências humanas na parte superior da margem, o trecho localiza-se a jusante de um meando, o qual, muito provavelmente, intensificou a ação das águas sobre as margens.

Os valores de perda de margem medidos para o ponto 13 encontram-se na Tabela IV.28.

Tabela IV. 28 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 13 (Pinos colocados dia 03/09/2008)

	MD			ME		
	1ª linha de pinos (colocados 31/07/2008)					
Altura em relação nível d'água, m	-	-	-	0,17	1	-
Total erodido, cm	-	-	-	4,6 <sup>4</sup>	-1,3 <sup>4</sup>	-
2ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,18	0,57	1,25	0,22	0,58	1,08
Total erodido, cm	18,8 <sup>4</sup>	1,5 <sup>4</sup>	0 <sup>2</sup>	3,3 <sup>4</sup>	0,5 <sup>4</sup>	2,3 <sup>4</sup>
3ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,18	0,46	0,95	0,22	0,66	1,03
Total erodido, cm	1,5 <sup>2</sup>	9,4 <sup>1</sup>	2 <sup>2</sup>	4 <sup>4</sup>	17,7 <sup>4</sup>	0,0 <sup>3</sup>

1- Última medida de exposição do pino realizada no dia 22/09/2008; 2- Última medida de exposição do pino realizada no dia 02/02/2009; 3 - Última medida de exposição do pino realizada no dia 19/03/2009; 4 - Última medida de exposição do pino realizada no dia 21/05/2009.

Alguns valores de total erodido indicaram perdas significativas, enquanto outros mostraram pequenas perdas ou até mesmo deposição.

Este trecho, representado pelo ponto 13, apresenta alguma alteração promovida pelo homem, entretanto estas alterações não são tão visíveis quanto nos trechos dos pontos 10 e 12. Como numa mesma linha de medida de exposição de pinos, os valores erodidos apresentaram-se distintos, isto explicita a importância da presença de raízes nas margens, as quais foram responsáveis pela estabilização do barranco.

A Tabela IV.29 apresenta as medidas de pinos calculadas no período de estudo, para o ponto 14.

Tabela IV. 29 – Valores totais de erosão nas margens do ponto 14 (Pinos colocados em 22/09/2008)

	MD			ME		
	1ª linha de pinos					
Altura em relação nível d'água, m	0,1	0,9	-	0,12	1,0	-
Total erodido, cm	26,5	9,6	-	0	0	-
2ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,1	0,8	-	0,1	0,9	-
Total erodido, cm	5,8	3	-	3,7	0,9	-
3ª linha de pinos						
Altura em relação nível d'água, m	0,13	1,0	-	0,11	1,0	-
Total erodido, cm	7,8 <sup>2</sup>	4 <sup>2</sup>	-	0 <sup>1</sup>	0	-

1- Última medida de exposição do pino realizada no dia 02/02/2009; 2- Última medida de exposição do pino realizada no dia 13/03/2009.

Os valores erodidos que não apresentam índice superescrito, foram determinados por meio de valores de exposição de pinos medidos pela última vez em 21/05/2009.

Os valores apresentados sugerem que as perdas de margem existem e, principalmente na margem direita desse ponto, ocorrem de forma significativa, principalmente na primeira linha, em que altos valores foram encontrados.

Os dados obtidos em todos os pontos de medidas são aproximações das perdas de margem ocorridas no canal fluvial, sendo válidas, porém, apenas nas áreas adjacentes aos pinos.

As medidas realizadas podem não corresponder a valores exatos, entretanto, esses valores apresentados representam bem a ordem de grandeza das perdas ocorridas.

Nas margens logo após pontes, ou em qualquer local com outra interferência que causasse forte pressão da água contra as margens do canal, as perdas, muito provavelmente, apresentaram magnitude muito maior do que os valores em média encontrados nas medidas realizadas.

A sazonalidade das chuvas no ciclo hidrológico, que contribui com a intensidade de energia no sistema fluvial, tem um significado importante, sobretudo em pequenos rios.

As variações apresentadas no espaço estão ligadas às interferências direta do homem e à presença de mata marginal, uma vez que as raízes dos arbustos ajudam na estabilidade das margens.

Aproximando as perdas de margem em termos de massa, é possível obter um valor aproximado, em kg, da quantidade de material erodido das margens.

Para fins de cálculo, algumas considerações foram feitas. Para cada uma das linhas de pinos foi considerada uma faixa vertical de 1 m para o cálculo do volume erodido. Ou seja, para 0,5 m a montante e 0,5 m a jusante da linha de pinos, foi considerado que as perdas de margem (ou deposição nas margens) ocorridas foram iguais às medidas pela exposição dos pinos.

Após determinados os volumes erodidos ou depositados (V), estes foram convertidos em valores de massa. Para esta conversão um valor de densidade de 2600 kg m<sup>-3</sup> foi adotado (CARVALHO, 1994).

Nas Tabelas IV.30 a IV.34 estão dispostos os resultados determinados em relação à perda de material das margens.

O total erodido foi calculado para cada uma das linhas de pinos medidos.

Na Tabela IV.30 é possível observar os resultados encontrados de material erodido ou acumulada nas margens do canal, em termos de massa.

Tabela IV. 30 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 10

1ª linha de pinos								
	MD			Total MD, kg	ME			Total ME, kg
V, m <sup>3</sup>	-0,021	0,000	0,005		-0,042	0,000	-	
Massa, kg	-55,22 <sup>+</sup>	0,000	12,17	<b>-55,22</b>	-109,20	0,00	-	<b>-109,20</b>
2ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	-0,014	0,000	0,000		0,005	0,008	-0,005	
Massa, kg	-37,44	0,00	0,00	<b>-37,44</b>	12,06	20,20	-12,19	<b>20,07</b>
3ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	0,058	0,019	-		0,013	0,017	-	
Massa, kg	149,76	49,14	-	<b>198,90</b>	34,40	44,93	-	<b>79,33</b>

+ indica que o total erodido da margem foi calculado por este(s) valor(es).

A primeira linha e a margem direita da segunda linha, ponto 10, apresentaram valores negativos, ou seja, houve deposição de material nas margens. Como os pinos recobertos foram os primeiros pinos da linha, parte inferior da margem, acredita-se que o material erodido veio de montante, depositando-se no trecho onde os pinos estavam inseridos. O recobrimento dos pinos pode ter ocorrido também pelo material da própria

linha de pinos, que veio da parte superior da margem e se depositou na parte baixa da margem, próxima ao nível da água.

A deposição no trecho da primeira linha, em ambas as margens, apresentou um valor bastante significativo. Como 53 dias apenas foram monitorados, os 164 kg calculados, divididos entre esses dias leva a um valor da ordem de 3,1 kg por dia.

Na margem direita da segunda linha, verifica-se que a exposição do pino apresentou valor negativo, deposição, enquanto que os outros pinos não apresentaram perda. Ainda na segunda linha, somando-se os valores apresentados em ambas as margens, verificou-se que 17,4 kg de material foram depositados no trecho em aproximadamente 6 meses. Desta forma, a segunda linha apresentou um valor líquido de 2,9 kg por mês de deposição (0,1 kg por dia).

Na margem direita da segunda linha verificou-se deposição de material, enquanto que as outras medidas, nesta linha, não apresentaram perda. Ainda na segunda linha, somando-se os valores apresentados em ambas as margens verificou-se que 17,4 kg de material foi depositado no trecho, em aproximadamente 6 meses. Dessa forma, a segunda linha apresentou um valor líquido de 2,9 kg por mês (0,1 kg por dia).

Efetuando-se a soma dos valores da terceira linha, margens esquerda e direita, verifica-se que a perda de margem nesta foi de aproximadamente 278 kg, em um período de onze meses. Em média a perda de margem para a linha 3, no ponto 10, foi de 0,84 kg por dia.

Percebe-se que no trecho onde estavam inseridas as linhas de pinos, os valores totais erodidos e depositados eram bastante distintos.

A Tabela IV.31 apresenta a massa erodida das margens do ponto 11. Observa-se que a margem direita praticamente não apresentou perda durante o período de estudo (aproximadamente 12 meses).

Dessa forma, considerando o maior período de monitoramento (12 meses), a margem esquerda apresentou, para as linhas 1, 2 e 3 perdas de 0,017 kg, 0,17 kg e 0,44 kg de material, por dia, respectivamente.

Tabela IV. 31 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 11

1ª linha de pinos								
	MD			Total MD, kg	ME			Total ME, kg
V, m <sup>3</sup>	0,000	0,000	-		0,002	0,001	-	
Massa, kg	0,00	0,00	-	-	6,01	3,64	-	<b>6,01</b>
2ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	-0,003	0,002	0,002		0,008	0,009	0,006	
Massa, kg	-8,58 <sup>+</sup>	4,68 <sup>+</sup>	5,33	<b>-3,90<sup>+</sup></b>	21,84	22,75	15,60	<b>60,19</b>
3ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	0,000	-0,001	0,000		0,054	0,007	-	
Massa, kg	0,00	-1,82	0,00	<b>-1,82</b>	140,40	19,11	-	<b>159,51</b>

+ indica que o total erodido da margem foi calculado por este(s) valore(s).

Na Tabela IV.32 estão apresentados os valores de perda de margem do trecho representado pelo ponto 12. Na primeira linha de pinos verificou-se desgaste considerável das margens. A margem esquerda, que apresentou maior perda de material, perdeu este material em um tempo menor do que a margem direita. O valor diário de perda para as margens direita e esquerda, para a primeira linha foram de 0,57 e 1,04 kg por dia, respectivamente.

A taxa de perda de margem apresentada na segunda linha de pinos foi de 1,44 kg dia<sup>-1</sup>. Entretanto, como o período de medida foi muito curto, esse valor pode não corresponder a um valor médio.

Tabela IV. 32 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 12

1ª linha de pinos								
	MD			Total MD, kg	ME			Total ME, kg
V, m <sup>3</sup>	0,016	0,017	-		0,019	0,072	0,013	
Massa, kg	41,99	43,94	-	<b>85,93</b>	50,10	187,20	33,67	<b>270,97</b>
2ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	0,000	0,000	-		0,011	0,000	-	
Massa, kg	0,00	0,00	-		27,30	0,00	-	<b>27,30</b>

Os totais de margem erodidos do Ponto 13 estão apresentados na Tabela IV.33. Verifica-se que todo o trecho apresentou perdas significativas de material, entretanto, a linha 3 foi a que mais teve sua margem erodida.

Tabela IV. 33 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 13

1ª linha de pinos								
	MD			Total MD, kg	ME			Total ME, kg
V, m <sup>3</sup>	-	-	-		0,019	-0,008	-	
Massa, kg	-	-	-	-	50,232	-20,28	-	<b>29,95</b>
2ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	0,071	0,007	0,000		0,012	0,002	0,012	
Massa, kg	185,74 <sup>+</sup>	18,720 <sup>+</sup>	0,00	<b>204,46</b>	30,89	5,07	29,90	<b>65,86</b>
3ª linha de pinos								
	MD				ME			
V, m <sup>3</sup>	0,005	0,037	0,010		0,009	0,117	0,000	
Massa, kg	12,480 <sup>+</sup>	95,316	25,480 <sup>+</sup>	<b>37,96</b>	22,880 <sup>+</sup>	303,732 <sup>+</sup>	0,000	<b>326,61</b>

+ indica que o total erodido da margem foi calculado por este(s) valor(es).

A taxa de erosão para a primeira linha, margem esquerda, foi de 0,12 kg dia<sup>-1</sup>. As taxas para a segunda linha foram de 0,79 kg dia<sup>-1</sup> para a margem direita e 0,25 kg dia<sup>-1</sup> para a margem esquerda.

A erosão verificada para as margens direita e esquerda foi de 1,26 e 2,0 kg de material perdido por dia, para a terceira linha de pinos, no ponto 13.

Os resultados de perda de massa apresentados na Tabela IV.34 referem-se ao ponto 14.

Tabela IV. 34 – Valores determinados de perda de margem para o ponto 14

1ª linha de pinos						
	MD		Total, kg	ME		Total, kg
V, m <sup>3</sup>	0,133	0,096		0,000	0,000	
Massa, kg	344,50	249,60	<b>594,10</b>	0,00	0,00	<b>0,00</b>
2ª linha de pinos						
	MD			ME		
V, m <sup>3</sup>	0,026	0,021		0,017	0,009	
Massa, kg	67,86	54,60	<b>67,86</b>	43,290	23,40	<b>66,69</b>
3ª linha de pinos						
	MD			ME		
V, m <sup>3</sup>	0,044	0,035		0,000	0,000	
Massa, kg	115,60	90,48	<b>206,08</b>	0,00	0,00 <sup>+</sup>	<b>0,00</b>

+ indica que o total erodido da margem foi calculado por este(s) valor(es).

Verifica-se nesta Tabela que na margem esquerda, a primeira e terceira linhas não apresentaram perda de material; a segunda linha apresentou erosão em torno de  $0,27 \text{ kg dia}^{-1}$  para cada uma das margens.

A primeira linha, margem direita, apresentou a maior quantidade de material erodido para o ponto 14. A taxa de remoção da margem ficou em torno de  $2,44 \text{ kg dia}^{-1}$ . Para a terceira linha de pinos, margem direita, a perda foi de aproximadamente  $1,18 \text{ kg dia}^{-1}$ .

Os valores correspondentes às perdas de margem são aproximações em ordem de grandeza das perdas que ocorrem nos canais. Percebe-se que em um mesmo ponto variações significativas ocorrem entre as linhas e entre os pinos.

Dessa forma, a principal dificuldade na avaliação da erosão das margens pelo método dos pinos é a de estabelecer relação das perdas pontuais em todo o trecho do canal. As diferenciações encontradas no canal, tanto em termos de proteção marginal, quanto de altura da margem e outros, não permitem que os resultados sejam adotados para todo o ribeirão Maringá.

Entretanto, as medidas realizadas indicam que as perdas podem ser muito grandes em alguns trechos. Se nenhuma medida mitigadora for tomada no sentido de reduzir as altas taxas de vazão produzidas na bacia, estes valores de erosão de margem tendem a aumentar, acompanhados do processo de assoreamento do canal.

É importante ressaltar que a presença da urbanização é o fator preponderante nas altas taxas de vazão que ocorrem no canal do ribeirão Maringá. Na parte montante da bacia grande parte das áreas de nascentes apresentam áreas urbanizadas e em processo de urbanização.

A malha urbana reduz de forma significativa a rugosidade do solo, reduzindo o tempo de concentração da água após as precipitações. Além disso, essas áreas apresentam declividades acentuadas, acelerando ainda mais o escoamento superficial.

Dessa forma, os processos erosivos apresentados pelos canais são consequência dos efeitos causados pelo antropismo fortemente presente na bacia do ribeirão Maringá.

## CAPÍTULO V

---

---

### 5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Durante o estudo, na bacia do ribeirão Maringá, fontes de poluição pontual e difusa foram encontradas. Em relação à fonte pontual cita-se o efluente vindo da estação de tratamento de esgoto, que é lançado no ribeirão Maringá. A poluição difusa provém da atividade agrícola que se apresenta em grande parte da bacia.

Em relação à bacia do rio Pirapó a situação em relação à qualidade da água pode ser mais complexa do que o que foi apresentado neste estudo. Além da poluição difusa gerada pela atividade agropecuária, potencialmente podem ocorrer despejos de efluentes de indústrias, postos de combustível e outros, uma vez que estas atividades estão presentes na bacia.

A redução da qualidade da água superficial da bacia do ribeirão Maringá e, também do rio Pirapó, explicitada pelos parâmetros de qualidade e pelo IQA, é gerada pela presença humana. O fator mais significativo na redução da qualidade é dado pelo lançamento do esgoto, que mesmo tratado interfere na condição natural das águas.

A Resolução nº. 357/05 do CONAMA preconiza que os efluentes devem passar por um tratamento adequado, de forma a não comprometer o ecossistema aquático e atender os padrões de qualidade do corpo receptor. Nesse sentido, torna-se imprescindível que o tratamento dos esgotos deva ser aperfeiçoado, visando minimizar a poluição que pode ser causada por este. A minimização das cargas de poluentes leva à recuperação e conservação das reservas hídricas.

A presença significativa de alguns metais na água e nos sedimentos, mostrou que os solos da região influenciam na concentração destes, tanto na fase líquida, nas águas superficiais, quanto na fase sólida, nos sedimentos de fundo dos canais.

Além disso, alguns metais, cujas concentrações apresentaram-se acima do estabelecido pela legislação, ou acima do que se poderia esperar devido ao tipo de solo da região, indicam que as fontes antrópicas aumentam as concentrações dos metais. Este aumento nas concentrações dos metais podem colocar em risco a vida aquática e outros seres vivos relacionados aos ambientes lóticos.

O estudo do transporte de sedimentos mostrou que estes apresentam um comportamento de aumento em relação ao aumento da vazão, indicando que o

desprendimento das partículas do solo, a ressuspensão dos sólidos no fundo do canal e a erosão das margens, estão relacionados à precipitação.

A ETE foi identificada como sendo geradora de uma quantidade significativa de sólidos transportados no ponto a montante no ribeirão, e que esses materiais se depositam em seu canal, causando o processo de agradação no leito.

O transporte específico de sedimentos na bacia apresentou valores relativamente baixos. O coeficiente de remoção, que indica a porcentagem do material erodido em relação ao transportado pelo canal, mostra que as práticas de uso e ocupação de solo parecem ser eficientes no controle da erosão que ocorre na bacia.

A erosão que ocorre nas margens do canal do ribeirão Maringá é variável e regida pelas altas vazões. Os resultados da intervenção humana em certos segmentos dos canais, bem como a retirada de vegetação natural, são responsáveis pela alteração do equilíbrio, levando à erosão das margens.

Como sugestões a futuros trabalhos, citam-se:

- avaliação de um número maior de parâmetros de qualidade;
- utilizar outros índices de qualidade da água, comparando novos índices com o índice utilizado neste trabalho;
- investigar a relação do transporte de sedimentos com as concentrações de metais pesados;
- determinar as frações de metais pesados biodisponíveis;
- avaliar a possível construção de uma ponte hidrométrica como estrutura auxiliar na determinação do transporte de sedimentos em condições extremas de vazão;
- realizar balanço de massa entre as diferentes fontes de geração de sedimentos;
- utilizar o método da seção transversal para a determinação da variação das seções do canal, conjuntamente com o método dos pinos, na determinação das perdas de margens.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA, ANA, 2009, Situação Dos Recursos Hídricos - Qualidade Das Águas Superficiais. Disponível em: <http://conjuntura.ana.gov.br/>. Acesso em 25/09/2009.

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S. *et al.*, 2008, “Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos”. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 30, n. 1, pp. 39-48.

ALVES, E., 2006, *Monitoramento da qualidade da água da Bacia do Rio Pirapó*. Dissertação de Mestrado. PEQ/UEM, Maringá.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1995, *Standart Methods for the Examination for Water and Wastewater (APHA)*, 14<sup>a</sup> ed., Washington D.C.

ANTONELI, V., 2004, *Influência do uso do solo na avaliação hidro-sedimentológica da Bacia do Arroio Boa Vista – Guaramiranga – Paraná*. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geografia, UEM, Maringá.

BAKALEM, A.; RUELLET, T. DAUVIN, J. C., 2009, “Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community”. *Ecological Indicator*, v. 9, pp. 395-408.

BARBEDO, A.A; IDE, C. N.; CARVALHO, N.O. *et al.*, 2005, “Comportamento hidrossedimentológico da Dacia do Alto Paraguai – Pantanal”. In: *XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, João Pessoa.

BARBETTA, P. A., 2004, *Estatística: para cursos de engenharia e informática*. Atlas, São Paulo.

BARTH, F. T.; BARBOSA, W. E. S., 1999, *Recursos Hídricos*. São Paulo.

BIAZIN, P. C., 2003, *Concentração de sedimentos em suspensão no ribeirão Maringá, como um indicador Geoambiental*. Monografia de conclusão do curso de geografia, UEM, Maringá, PR, Brasil.

BORSATO, F. H.; MARTONI, A. M., 2004, “Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no Município de Maringá, Estado do Paraná”. *Acta Scientiarum. Human and Social Sciences*, v. 26, n. 2, pp. 273-285.

- BOUZA-DEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A. J., 2008, “Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain)”. *Journal of Hydrology*, v. 361, pp. 227–239.
- CARVALHO, N. O. 1994. *Hidrossedimentologia Prática*. CPRM. Rio de Janeiro.
- CARVALHO, N. O., FILIZOLA JÚNIOR, N. P., SANTOS, P. M. C. *et al.*, 2000, *Guia de práticas sedimentométricas*. Brasília, DF.
- CARVALHO, N. O.; SALGADO, J. C. M.; ROSS, J. *et al.*, 2005, “Revisão dos estudos sedimentológicos do rio Madeira e Mamoré, RO”. In: *XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, João Pessoa.
- CASSARO, L.; CARREIRA, M. F., 2001, “Fatores da degradação ambiental da bacia de captação de água para a cidade de Maringá”. *Sanare - Revista Técnica da SANEPAR*, v. 16, n. 16, pp. 35-41.
- CESA, M. V., 2007, “A influência da ocupação humana na qualidade da água Dos recursos hídricos do ribeirão da ilha”. In: *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, São Paulo.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL  
DECISÃO DE DIRETORIA, 2005, Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005.
- CHAPMAN, D., 1996, *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and water in Environmental Monitoring*. Second Edition1. University Press, Cambridge.
- CHRISTOFOLETTI, A., 1974, *Geomorfologia*. Edgard Blücher, Ed. da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- CHRISTOFOLETTI, A., 1981, *Geomorfologia fluvial*. Volume 1. Editora Edgar Blücher Ltda.
- COSTA, C. A. G.; COSTA, A. C.; TEIXEIRA, A. S. *et al.*, 2007, “Comparação do uso do SRTM para delimitação e caracterização fisiográfica de uma micro-bacia”. In: *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, pp. 4833-4840, Florianópolis, Brasil.
- CUSTÓDIO, E.; DIAZ, E., 1976 “Calidad Del água subterrânea”. In: Custódio, E.; Llamas, M.R., *Hidrologia subterrânea*, 1ª ed. Barcelona: Omega, Tomo II.

- DIEDRICHS, A. S.; ANDRADE FILHO, A. G., 2007, “Estudos Hidrológicos e Efeitos da Urbanização na Bacia do Arroio da Ronda em Ponta Grossa – Paraná”. In: *Anais do 3º Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais*. Ponta Grossa, Brasil.
- DOMINGOS, J. L., 2006, *Estimativa de perda de solo por erosão hídrica em uma bacia hidrográfica*. Universidade Federal do Espírito Santo. Monografia apresentada ao departamento de geografia. Vitória, ES.
- FADIGAS, F. S.; AMARAL-SOBRINHO, N. M. B., MAZUR, N. *et al.*, 2002, “concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros”. *Solos e irrigação*, v. 61, n. 2, pp. 151-159.
- FERNANDEZ, O. V. Q., 1990, *Mudanças no canal do rio Paraná e processos de erosão nas margens: região de Porto Rico (PR)*. Dissertação de mestrado. IGCE, UNESP, Rio Claro, Brasil.
- GILBERT, R. O., 1987, *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York: John Wiley & Sons.
- GRIBBIN, J.E., 2009, *Introdução à hidráulica, hidrologia e gestão de águas pluviais*. Cengage Learning. São Paulo.
- GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHER, A. D.; AGOSTINETTO, D. *et al.*, 2008, “Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, IIV.12, n.6, pp. 632–637.
- HUBER, A.; BACH, M; FREDE, H. G., 2000, “Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs”. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 80, pp. 191–204.
- IOST, C., 2008, *Produção de sedimento e qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural*. Dissertação de Mestrado. PGEA/UNIOESTE.
- JULIAN, J. P.; TORRES, R., 2006, “Hydraulic erosion of cohesive riverbanks”. *Geomorphology*, v. 76, pp. 193-206.
- KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; SCUISSATO, C. *et al.*, 2008, “Avaliação da qualidade da água na bacia do alto Iguaçu: aspectos conceituais sobre monitoramento, modelagem e dinâmica da matéria orgânica”. In: *II Simpósio de Recursos Hídricos Sul-Sudeste*. São Paulo.

KOBIYAMA, M.; MOTA, A. A.; CORSEUIL, C. W., 2008, *Recursos Hídricos E Saneamento*. Ed. Organic Trading. Curitiba. 160 p.

KOBYIAMA, M., 2009, *Curso de capacitação em hidrologia e hidrometria para a conservação de mananciais*. 1ª edição. UFSC/CTC/ENS/LabHidro. Florianópolis, SC.

LEITE, B. Z., ANDREOLI., 2005, “Relação entre o consumo de produtos químicos e a qualidade da água distribuída em diversos sistemas de tratamento de água do Paraná”. In: *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

LERMONTOV, A.; YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M. *et al.*, 2009, “River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil” *Ecological Indicators*, v. 9, pp. 1188–1197.

LI, X.; WAI, O. W. H.; LI, Y. S. *et al.*, 2000, “Heavy metal distribution in sediment prooles of the Pearl River estuary, South China”. *Applied Geochemistry*, v. 15, pp. 567-581.

LIMA, J. E. F. W., LOPES, W. T. A., SILVA, E. M. *et al.*, 2004. *Diagnóstico hidrossedimentológico ba bacia do rio Piquirí*. Boletim de Desenvolvimento 134. Embrapa. Planaltina, DF.

LIQUETE, C.; CANALS, M.; LUDWIG, W. *et al.*, 2009, “Sediment discharge of the rivers of Catalonia, NE Spain, and the influence of human impacts”. *Journal of Hydrology*, v. 366, pp. 76–88.

LOPES, W. T. A.; LIMA, J. E. F. W.; VIEIRA, M. R. *et al.*, 2005, “Análise do fluxo de sedimentos em suspensão na bacia do rio Iguazu”. In: *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, João Pessoa.

MADRID, F.; BIASIOLI, M.; AJMONE-MARSAN, F., 2008, “Availability and Bioaccessibility of Metals in Fine Particles of Some Urban Soils”. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 55, pp. 21–32.

MALINOWSKI, A.; CAMPOS, J.; YAMAMOTO, C. R. G. *et al.*, 2007, “A Influência do Uso do Solo na Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Jordão (Pr)”. In: *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. São Paulo.

MARTINEZ, M., 2003, *Aspectos da qualidade da água do reservatório do Parque do Ingá – Maringá, Paraná*. Monografia de especialização em controle e gestão ambiental, DEQ/UEM, Maringá.

- MELLO, W. S., 2009, *Análise ambiental da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá com apoio de imagens de satélite*, Monografia de Especialização em Recursos Hídricos, DEQ/UEM, Maringá.
- MENEZES, F. L.; ROSSO, T.C.A., 2007, “Avaliação da qualidade de águas de drenagem urbana correlacionada aos poluentes originados pelo tráfego de veículos automotores. In: *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. São Paulo.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M. *et al.*, 2008, “Aspectos da calibração de turbidímetros para a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão”. In: *VIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimento*. Campo Grande, MS.
- MORAIS, E. S., 2007, *Aplicação de modelos para estimativa de produção de sedimentos na bacia hidrográfica do ribeirão Maringá-PR*, Monografia de Graduação em Geografia. DGE/UEM, Maringá.
- NAKASHIMA, M. S. R., 1999, *Análise dos processos erosivos e da fragilidade ambiental na bacia do rio Keller-PR*. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, Faculdade de filosofia, letras e ciências Humanas. Departamento de Geografia. Volume I. São Paulo.
- OLIVEIRA, T. M., 2004, *Diagnóstico da qualidade físico-química e biológica da bacia hidrográfica do alto Pirapó*. Dissertação de Mestrado. PEQ/UEM, Maringá.
- OLLI, G.; DARRACQ, A.; DESTOUNI, G., 2009, “Field study of phosphorous transport and retention in drainage reaches”. *Journal of Hydrology*, v. 365, pp. 46–55.
- PALMA-SILVA, G. M.; TAUK-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A.C., 2007, “Capacidade de autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, São Paulo, Brasil”. *Holos Environment*, v. 7, n.2, pp. 139-153.
- PERUÇO, J. D., 2004, *Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó*. Dissertação de Mestrado. PEQ/UEM, Maringá.
- PMM, 2009, Prefeitura Municipal de Maringá. Disponível em: <http://www.maringa.pr.gov.br/bibliotecaspublicas/>. Acesso em Outubro de 2009.
- PRADO, R. B.; DI LULLO, L. B., 2007, “Aplicação e mapeamento de índice de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio São Domingos – RJ”. In: *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. São Paulo.

- QUEIROZ, D. R.E.; PINTO, R. B.; BATRES, V. B. K., 2002, “A cartografia como subsídio à análise da ocupação do fundo de vale do córrego Mandacaru”. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 24, n. 6, pp. 1777-1781.
- RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. A.; VELLOSO, A. C. X. *et al.*, 2000, “Contaminação da microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de agroquímicos”. *Pesquisa Agropecuárias Brasileiras*, v. 35, n. 7, pp. 1289-1303.
- RANDHIR, T. O., TSVETKOVA, O., 2009, “Watershed-Scale Tradeoffs in Water Quantity and Quality Attributes for Conservation Policy”. *Water, Air, & Soil Pollution*. v. 201, n. 4, pp. 347-363.
- RESOLUÇÃO Nº 344, de 25 de março de 2004. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA.
- RESOLUÇÃO Nº 357, de 17 de Março de 2005. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA.
- RIJSDIJK, A.; BRUIJNZEEL, L. A.; PRINS, Th. M., 2007, “Sediment yield from gullies, riparian mass wasting and bank erosion in the Upper Konto catchment, East Java, Indonesia”. *Geomorphology*, v. 87, pp. 38-52.
- RISSO, A., REIS, L. G. M., PAZ, A. R. *et al.*, 2005, “Estimativa da produção de sedimentos de forma distribuída usando a equação universal de perda de solo (EUPS) e geoprocessamento: aplicação na bacia do Lago Guaíba (RS)”. In: *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, João Pessoa.
- ROCHA, P. C., 1995, *Erosão marginal em canais associados ao Rio Paraná na região de Porto Rico – PR*. Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais/UEM – Maringá.
- ROCHA, P. C.; SOUZA FILHO, E. E., 1996, *Erosão marginal em canais associados ao Rio Paraná na região de Porto Rico (PR)*. Boletim Paranaense de geociências.
- ROCHA, P. C.; SOUZA FILHO, E. E., 1999, “Avaliação preliminar dos principais condicionantes da intensidade de processos erosivos nos canais de inundação do Alto Rio Paraná”. In: *Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada*. Belo Horizonte.

RODRIGUES, D. F.; REIS, R. S., 2007, “Aplicação do modelo SWAT na estimativa da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Coruripe/AL”. In: *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de recursos hídricos*. São Paulo.

SALA, M. G., 2005, *Análise da Fragilidade Ambiental na Bacia do Ribeirão Maringá-PR*. Dissertação de Mestrado. PPGEQ/UEM, Maringá.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. S. R., 2007, “Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus – (AM)”, *Acta amazônica*, v. 37, n. 1, pp. 111 – 118.

SANTOS, I. N.; HORBE, A. M. C.; SILVA, M. S. R. *et al.*, 2006, “Influência de um aterro sanitário e de efluentes domésticos nas águas superficiais do Rio Tarumã e afluentes – AM”, *Acta amazônica*, v. 36, n. 2, pp. 229 – 236.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. B. *et al.*, 2001, *Hidrometria aplicada*. Instituto de tecnologia para o desenvolvimento. Curitiba.

SCAPIN, J., 2005, *Caracterização do transporte de sedimentos em um pequeno rio urbano na cidade de Santa Maria – RS*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Santa Maria.

SEOLATTO, A. A., 2008, *Dessorção de metais da alga marinha sargassum filipendula*. Tese de Doutorado, PEQ/UEM. Maringá.

SIEGEL, S.; CASTELLAN JR, N.J., 2006, *Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento*. Edição, Artimed. 448p.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B., 2004, *Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas*. Rima editora, São Carlos.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R., 2001, *Manual de análises físico-químicas águas de abastecimento e residuárias*, DEC/CCT/UFPG, Campina Grande. 270p.

SILVEIRA, A. L. L., 1993, “Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica”. In: Tucci, C. E. M. (Org.). *Hidrologia: Ciência e aplicação*. 2 ed. Porto Alegre: Editora da Universidade, v. 4, p. 35-52.

SIMÕES, S. J.; COIADO, E. V., 2003, “Processos erosivos”. In: Paiva, J. B. D.; Paiva, E. M. C. D. (Org.). *Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas*. ABRH, Porto Alegre.

- SUDERHSA, 2007 - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Disponível em: <http://www.suderhsa.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=38>. Acesso em Outubro de 2009.
- SUTTON, A. J.; FISHER, T. R., 2009, “Historical changes in water quality at german Branch in choptank river basin”. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 199, n. 4, pp. 353-369, 2009.
- TAEBI, A.; DROSTE, R.L., 2004, “Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater”. *Science of the Total Environment*, v. 327, pp. 175–184.
- TESSARO, E.; QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C. *et al.*, 2007, “Medição da descarga sólida de sedimentos em suspensão do rio Cascavel”. In: *Anais do XXXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*. Bonito – MS.
- TOMAZONI, J. C.; MANTOVANI, L. E.; BITTENCOURT, A. V. L. *et al.*, 2005, “A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na bacia do rio Anta Gorda (PR)”, *Estudos Geográficos*, v. 3, n. 1, pp. 1-21.
- TUCCI, C. E. M., 1997, “Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepções”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 2, pp. 81-92.
- TUCCI, C. E. M., 1999, “Água no Meio Urbano”. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Org.). *Águas Doces no Brasil*. 1 ed. São Paulo: Escrituras, v. 1, p. 475-508.
- TUCCI, C. E. M., 2003, “Inundações e Drenagem Urbana”. In: Tucci, C. E. M. e Bertoni, J. C. (Org.). *Inundações Urbanas na América do Sul*. Porto Alegre: ABRH GWP, 2003, v. 1, p. 45-150.
- TUCCI, E. C. M., 2008, “Águas urbanas”. *Estudos Avançados*, v. 22, v. 63, pp. 97-112.
- VON SPERLING, M., 2007, *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. v. 7. Editora UFMG.
- WALKER, T. R.; CRITTENDEN, P. D.; DAUVALTER, V. A. *et al.*, 2009, “Multiple indicators of human impacts on the environment in the Pechora Basin, north-eastern European Russian”. *Ecological indicators*, v. 9, pp. 765-779.

WEI, M.; NAN, Z.; YUAN, Z. *et al.*, 2009, “Integrated assessment of river health based on water quality, aquatic life and physical habitat”. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, pp. 1017–1027.

XIAO-LONG, W.; YONG-LONG, L.; JING-YI, H. *et al.*, 2007, “Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed”. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, pp. 475–481.

YANG, Z.; WANG, Y, SHEN, Z. *et al.*, 2009, “Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China”. *Journal of Hazardous Materials*, v. 166, pp. 1186–1194.

ZAMUNER, L. D.; NÓBREGA, M. T.; MARTONI, A. M., 2002, “A urbanização e o desencadeamento de processos erosivos em área de preservação ambiental na cidade de Maringá, Estado do Paraná”. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 24, n. 6, pp. 1798-1800.

## APÊNDICES

## APÊNDICE I

Tabela AI.1 – Parâmetros de qualidade – Temperatura e pH (PTO1 – córrego Mandacaru; PTO2 – córrego Romeira; PTO3 – ribeirão Maringá, trecho de montante na bacia do ribeirão Maringá; PTO5 - ribeirão Maringá, trecho de jusante na bacia do ribeirão Maringá; PTO6 – rio Pirapó, trecho a montante à confluência do ribeirão Maringá; PTO4 - rio Pirapó, trecho a jusante à confluência do ribeirão Maringá)

	Temperatura, °C						pH					
	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>
jan/07	22,0	22,0	-	23,5	25,0	24,0	7,3	7,3	-	7,4	7,7	7,7
fev/07	23,0	23,0	-	23,5	25,0	25,0	7,5	7,3	-	7,4	7,6	7,7
mar/07	21,0	21,0	21,0	23,0	28,0	22,0	7,7	7,3	7,4	7,5	7,8	7,6
abr/07	22,0	22,0	23,0	24,0	25,0	23,0	7,8	7,8	7,6	7,7	8,1	8,8
mai/07	21,0	21,0	22,0	23,0	23,0	22,0	7,9	7,8	7,6	7,4	8,0	7,8
jun/07	16,0	16,0	17,0	17,0	16,0	16,0	7,9	7,6	7,6	7,6	8,1	7,9
jul/07	17,1	17,1	19,5	18,6	17,0	18,0	7,7	7,5	7,4	7,5	8,2	7,6
ago/07	21,1	18,6	20,5	20,5	18,5	20,0	8,0	7,6	7,5	7,6	7,9	7,8
set/07	22,0	20,0	21,0	19,0	20,0	20,0	8,0	7,7	7,4	7,6	7,9	7,8
out/07	21,0	22,0	22,0	21,3	22,0	22,5	7,8	7,5	7,5	6,4	7,9	7,6
nov/07	20,1	21,1	21,1	19,8	22,6	22,1	8,5	8,5	7,8	8,4	8,4	8,1
dez/07	21,7	20,2	21,4	20,7	22,5	22,5	7,9	7,7	7,6	7,6	8,0	7,8
jan/08	21,7	20,5	20,9	20,5	23,0	22,7	8,2	7,9	8,0	8,1	8,4	8,0
fev/08	21,2	20,0	20,5	20,2	21,7	21,8	7,8	7,6	7,5	7,6	8,0	7,8
mar/08	-	-	20,7	19,5	20,0	20,2	7,9	7,8	7,5	7,6	8,0	8,0
abr/08	17,0	16,1	17,8	16,3	16,0	16,3	7,7	7,5	7,5	7,6	7,8	7,8
mai/08	19,3	18,0	19,3	17,5	17,0	17,4	7,8	7,0	7,3	7,0	8,0	8,0
jun/08	14,0	13,0	14,0	12,0	11,0	12,0	7,7	7,4	7,4	7,5	8,0	7,6
jul/08	18,8	17,7	18,7	15,5	17,0	17,3	7,9	8,2	7,3	8,0	8,2	8,3
ago/08	21,0	19,0	21,0	19,0	20,0	20,0	8,4	7,7	7,6	8,0	8,4	8,0
set/08	20,0	19,0	20,0	17,0	18,0	18,0	7,7	7,5	7,3	7,0	8,0	7,5
out/08	23,0	23,6	22,4	20,4	22,3	22,6	7,8	7,4	7,3	7,6	8,1	9,9
nov/08	25,0	24,0	23,0	22,0	21,5	22,0	7,9	7,7	7,6	7,5	7,5	7,5
dez/08	24,0	23,0	23,0	23,0	23,0	24,0	7,5	7,4	7,2	7,4	7,6	7,7
jan/09	22,0	23,0	23,0	23,0	24,0	25,0	7,9	8,1	7,5	8,2	7,6	8,3
fev/09	25,0	24,4	26,0	25,0	24,0	24,0	7,4	7,3	7,3	7,6	8,1	8,0
mar/09	24,0	25,0	25,0	22,0	23,4	24,0	7,5	7,1	7,3	8,0	8,4	7,9
abr/09	22,5	21,2	21,4	20,3	21,0	21,0	7,5	7,0	7,7	8,3	7,7	8,5
mai/09	19,5	19,0	16,4	16,0	15,7	17,2	7,4	6,8	7,4	7,8	7,4	7,8
jun/09	16,0	17,7	17,7	16,8	15,8	15,8	7,5	7,6	7,6	7,6	7,4	8,0
jul/09	18,6	18,7	16,6	16,0	15,0	15,7	7,8	7,9	7,6	7,7	7,6	8,1
ago/09	18,7	17,3	18,1	18,9	18,1	18,7	7,5	7,4	7,1	7,3	7,8	8,2

m – ponto de montante no canal; j – ponto de jusante no canal

Tabela AI.2 – Parâmetros de qualidade – Turbidez e OD (PTO1 – córrego Mandacaru; PTO2 – córrego Romeira; PTO3 – ribeirão Maringá, trecho de montante na bacia do ribeirão Maringá; PTO5 - ribeirão Maringá, trecho de jusante na bacia do ribeirão Maringá; PTO6 – rio Pirapó, trecho a montante à confluência do ribeirão Maringá; PTO4 - rio Pirapó, trecho a jusante à confluência do ribeirão Maringá)

	Turbidez, NTU						OD, mg L <sup>-1</sup>					
	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>
jan/07	8,0	11,0	-	23,0	34,0	31,0	7,49	7,83	-	7,09	7,16	7,43
fev/07	6,0	14,0	-	23,0	20,0	26,0	7,82	7,62	-	7,09	6,41	7,60
mar/07	6,0	11,0	13,0	34,0	32,0	-	8,32	8,02	6,80	6,43	6,30	7,42
abr/07	3,0	8,0	16,0	39,5	24,0	24,0	8,94	8,79	7,33	7,45	6,79	8,18
mai/07	5,0	10,0	13,0	19,0	12,0	15,0	8,53	7,59	7,07	6,74	7,02	7,93
jun/07	5,0	11,0	14,7	24,4	18,0	17,6	-	-	-	-	-	-
jul/07	5,0	9,0	11,0	8,0	8,0	10,5	-	-	8,69	-	-	-
ago/07	4,8	20,8	23,0	22,8	24,2	19,4	8,18	8,18	5,70	6,90	6,77	8,55
set/07	17,0	13,0	20,0	14,0	12,0	10,0	7,77	8,34	4,17	6,04	6,22	7,78
out/07	5,2	9,5	29,0	32,0	58,0	91,0	7,83	7,68	5,18	7,64	5,45	7,12
nov/07	12,0	13,1	20,0	21,0	30,0	30,0	8,34	6,96	5,23	6,19	6,07	7,14
dez/07	7,7	12,4	12,3	16,6	34,7	36,9	8,89	8,70	5,82	6,22	6,65	-
jan/08	5,8	16,0	18,6	25,0	56,0	53,0	-	-	-	-	8,98	-
fev/08	8,0	11,0	33,0	39,0	278,0	545,0	7,30	7,20	5,90	6,50	6,10	7,10
mar/08	3,4	7,8	17,0	10,0	73,0	73,5				6,58		7,83
abr/08	29,0	9,0	39,0	47,5	100,0	100,0	8,22	8,23	6,98	7,97	7,79	8,94
mai/08	3,0	7,7	20,0	11,0	22,3	22,0	5,88	6,86	4,44	6,00	5,57	8,18
jun/08	3,0	8,0	17,5	9,3	15,3	15,0	8,09	8,24	5,59	6,92	7,98	8,60
jul/08	2,3	8,4	17,0	11,0	13,0	12,0	-	-	-	-	-	-
ago/08	4,6	5,5	17,3	8,0	17,5	17,4	8,10	8,50	5,31	7,19	7,28	8,40
set/08	3,7	11,3	8,9	12,5	21,6	20,0	7,59	7,64	5,70	6,92	7,25	8,40
out/08	5,4	15,6	15,2	20,3	26,6	25,5	7,73	7,30	3,89	5,85	6,25	6,76
nov/08	3,6	14,8	22,7	14,4	44,3	37,2	6,09	4,90	3,15	6,46	7,02	8,33
dez/08	5,0	20,6	17,3	11,4	28,4	20,3	7,22	5,75	4,07	4,94	5,19	6,10
jan/09	6,1	16,8	19,4	34,5	178,0	177,0	7,80	7,17	6,94	7,37	7,35	7,76
fev/09	7,4	11,7	19,4	22,0	270,0	267,0		6,87	5,49	6,47	6,80	7,80
mar/09	3,6	11,8	14,9	13,1	43,0	44,9	8,52	7,89	5,81		6,49	6,76
abr/09	3,1	16,4	44,3	14,3	29,5	28,0	8,19	5,45	4,95	6,59	5,46	8,21
mai/09	6,3	14,3	22,8	15,7	32,9	29,7	-	-	-	-	-	-
jun/09	17,0	20,4	26,9	34,7	138,0	125,0	8,55	-	7,78	8,61	-	-
jul/09	29,8	18,2	67,1	104,0	183,0	175,0	6,76	7,72	8,05	8,40	6,48	7,25
ago/09	5,8	10,5	36,0	25,0	29,0	23,5	7,02	7,81	5,36	6,76	4,09	7,83

m – ponto de montante no canal; j – ponto de jusante no canal

Tabela AI.3 – Parâmetros de qualidade – DBO e fósforo total (PTO1 – córrego Mandacaru; PTO2 – córrego Romeira; PTO3 – ribeirão Maringá, trecho de montante na bacia do ribeirão Maringá; PTO5 - ribeirão Maringá, trecho de jusante na bacia do ribeirão Maringá; PTO6 – rio Pirapó, trecho a montante à confluência do ribeirão Maringá; PTO4 - rio Pirapó, trecho a jusante à confluência do ribeirão Maringá)

	DBO, mg L <sup>-1</sup>						Fósforo total, mg L <sup>-1</sup>					
	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>
jan/07	2,72	2,15	-	3,40	2,55	4,03	0,04	0,02	-	0,22	0,08	0,12
fev/07	4,26	1,65	-	6,13	5,01	7,63	0,05	0,02	-	0,22	0,69	0,34
mar/07	1,14	1,22	6,41	4,64	2,45	3,05	0,06	0,04	0,89	0,38	0,12	0,14
abr/07	1,70	1,48	5,88	3,80	2,28	4,55	0,09	0,04	0,95	0,26	0,12	0,12
mai/07	1,20	0,00	8,33	0,56	0,16	1,35	0,11	0,03	1,25	0,33	0,12	0,14
jun/07	1,63	0,94	7,27	3,45	1,66	2,79	0,09	0,06	1,07	0,32	0,13	0,14
jul/07	0,75	0,65	8,48	6,71	1,17	3,45	0,14	0,08	1,53	0,46	0,10	0,33
ago/07	-	1,43	7,62	6,18	1,73	4,70	0,07	0,03	1,53	0,52	0,10	0,13
set/07	0,00	0,00	5,19	7,65	0,71	3,50	0,10	0,06	1,25	0,82	0,08	0,45
out/07	0,32	0,41	10,46	5,79	1,03	4,74	0,02	0,00	1,37	0,66	0,17	0,36
nov/07	0,00	0,40	6,04	6,29	0,32	5,99	0,22	0,05	2,02	1,01	0,00	0,26
dez/07	0,37	0,09	5,69	6,13	0,89	3,19	0,05	0,03	1,60	2,04	0,07	0,57
jan/08	0,96	0,41	3,88	6,61	0,89	7,57	0,00	0,00	0,51	0,54	0,00	0,20
fev/08	1,20	1,07	5,76	7,02	6,45	2,58	0,00	0,00	1,68	0,95	0,97	0,64
mar/08	0,18	0,00	8,64	4,86	1,04	1,93	0,00	0,00	1,42	0,47	0,11	0,01
abr/08	2,56	0,88	15,19	8,63	2,70	5,88	0,08	0,07	1,21	0,57	0,38	0,38
mai/08	0,59	0,00	13,59	-	1,75	4,99	0,10	0,06	1,46	0,62	0,15	0,15
jun/08	0,72	0,73	11,51	6,60	0,70	2,49	0,05	0,10	0,76	0,32	0,09	0,09
jul/08	0,14	0,43	10,28	4,99	0,99	4,72	0,10	0,04	1,65	1,54	0,08	0,11
ago/08	1,61	0,99	6,86	4,25	-	3,34	0,06	0,05	1,70	0,58	0,08	0,10
set/08	0,00	0,00	8,35	6,55	-	3,04	0,05	0,01	1,67	0,79	0,07	0,10
out/08	1,56	0,00	7,79	7,54	0,00	7,03	0,14	0,05	1,58	0,94	0,10	0,21
nov/08	1,76	0,31	14,89	5,34	0,00	3,76	0,04	0,06	1,59	0,51	0,19	0,26
dez/08	2,72	1,21	11,59	5,34	0,00	7,45	0,23	0,10	0,99	0,51	0,07	0,43
jan/09	0,09	0,33	3,72	3,77	0,85	3,77	0,12	0,16	0,49	0,48	0,64	0,63
fev/09	0,07	0,05	5,19	0,20	0,77	0,92	0,12	0,10	1,33	0,29	0,26	0,27
mar/09	0,31	0,89	7,72	6,00	1,11	3,77	-	-	-	-	-	-
abr/09	0,00	0,00	9,52	9,95	0,09	4,58	0,00	0,04	0,99	0,64	0,03	0,05
mai/09	0,61	2,72	6,44	7,00	0,00	2,05	0,53	0,48	1,46	1,12	0,58	0,58
jun/09	0,16	0,31	13,57	7,00	1,76	5,96	0,04	0,03	1,41	0,58	0,15	0,17
jul/09	0,13	0,00	6,44	5,04	2,49	2,52	0,23	0,14	2,73	0,90	0,59	0,65
ago/09	0,00	0,00	7,96	6,51	0,00	3,13	0,45	0,36	8,06	4,14	0,39	0,88

m – ponto de montante no canal; j – ponto de jusante no canal

Tabela AI.4 – Parâmetros de qualidade – Sólidos totais e sólidos suspensos (PTO1 – córrego Mandacaru; PTO2 – córrego Romeira; PTO3 – ribeirão Maringá, trecho de montante na bacia do ribeirão Maringá; PTO5 - ribeirão Maringá, trecho de jusante na bacia do ribeirão Maringá; PTO6 – rio Pirapó, trecho a montante à confluência do ribeirão Maringá; PTO4 - rio Pirapó, trecho a jusante à confluência do ribeirão Maringá)

	Sólidos totais, mg L <sup>-1</sup>						Sólidos suspensos, mg L <sup>-1</sup>					
	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>
jan/07	194,0	77,0	-	134,0	134,5	198,7	9,0	39,5	-	28,0	25,0	71,0
fev/07	155,0	127,0	-	134,0	662,0	440,0	44,5	73,0	-	28,0	521,3	119,5
mar/07	168,5	102,5	174,5	220,7	104,5	331,0	13,5	15,5	15,5	15,5	30,5	96,0
abr/07	180,5	95,0	146,0	180,5	294,5	137,5	22,0	11,5	14,0	91,0	17,5	15,0
mai/07	275,5	173,0	241,5	160,0	163,5	199,3	67,5	68,0	55,5	62,0	38,5	28,0
jun/07	223,7	107,0	175,5	217,0	176,5	202,0	19,7	17,0	8,5	38,0	55,0	36,0
jul/07	165,0	86,5	181,5	158,0	153,5	149,0	33,0	8,0	42,5	32,5	26,0	15,5
ago/07	257,0	210,0	266,0	159,0	57,5	99,0	0,0	0,7	59,5	30,0	17,7	14,0
set/07	226,5	153,5	178,0	160,0	152,7	137,0	10,8	5,5	25,5	12,5	7,0	11,7
out/07	165,0	100,7	202,0	248,0	224,3	120,7	5,0	4,2	37,8	18,2	42,2	30,5
nov/07	195,5	71,5	246,0	176,5	88,0	167,0	8,2	7,0	14,4	14,8	15,3	20,2
dez/07	171,0	153,5	112,3	152,5	139,0	150,0	1,7	12,5	11,8	13,3	22,8	13,8
jan/08	219,5	122,0	162,0	219,5	291,5	261,5	5,7	6,5	14,5	13,3	46,3	34,8
fev/08	180,5	107,0	235,5	180,0	484,5	320,5	6,3	8,8	19,5	23,5	262,7	151,3
mar/08	192,5	113,5	210,5	156,5	164,0	200,3	1,0	8,2	22,5	12,8	59,5	57,5
abr/08	154,0	97,5	180,5	169,5	284,0	340,5	4,5	12,0	14,5	22,5	98,0	91,7
mai/08	184,0	53,0	132,0	214,7	166,5	107,0	3,5	2,0	25,5	7,7	32,0	7,0
jun/08	172,0	84,5	190,0	147,5	121,0	120,5	5,5	11,5	36,0	13,0	4,0	25,0
jul/08	145,5	89,0	368,0	203,0	120,0	168,5	0,5	3,7	13,0	13,0	4,0	5,0
ago/08	182,0	116,5	214,5	158,5	115,0	165,0	0,8	2,2	22,8	13,0	9,8	9,2
set/08	251,5	133,5	264,5	201,0	141,5	180,0	3,0	9,2	16,6	13,0	11,6	13,1
out/08	190,4	212,5	201,0	102,5	145,5	171,0	6,0	10,0	22,6	13,0	3,6	16,2
nov/08	239,0	132,5	203,3	140,0	150,5	166,5	4,0	27,5	61,5	13,0	60,0	64,0
dez/08	216,5	117,0	185,5	140,0	163,5	182,0	15,0	16,0	20,5	13,0	8,5	24,0
jan/09	183,5	116,0	148,0	138,0	229,5	238,5	3,0	16,5	18,0	27,5	93,5	105,0
fev/09	68,5	93,0	205,0	147,5	279,5	212,5	5,0	12,5	18,5	7,0	115,5	116,0
mar/09	219,5	114,5	211,0	158,5	199,8	186,8	9,5	7,5	23,5	10,0	115,5	27,0
abr/09	168,0	127,0	192,5	161,0	134,5	139,0	1,0	10,0	75,0	3,5	15,5	27,0
mai/09	211,0	125,0	217,5	211,0	154,0	156,5	5,0	31,5	44,5	10,5	11,5	20,0
jun/09	151,5	119,5	191,0	181,5	192,5	200,5	2,0	25,5	20,0	10,5	51,5	50,5
jul/09	142,0	98,0	202,0	181,5	206,5	231,5	5,5	5,0	35,0	10,5	100,5	78,0
ago/09	211,0	168,5	228,5	178,5	171,0	185,0	7,0	5,0	25,5	16,0	15,0	23,0

m – ponto de montante no canal; j – ponto de jusante no canal

Tabela AI.5 – Parâmetros de qualidade – Nitrito e nitrato (PTO1 – córrego Mandacaru; PTO2 – córrego Romeira; PTO3 – ribeirão Maringá, trecho de montante na bacia do ribeirão Maringá; PTO5 - ribeirão Maringá, trecho de jusante na bacia do ribeirão Maringá; PTO6 – rio Pirapó, trecho a montante à confluência do ribeirão Maringá; PTO4 - rio Pirapó, trecho a jusante à confluência do ribeirão Maringá)

	Nitrito, mg L <sup>-1</sup>						Nitrato, mg L <sup>-1</sup>					
	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>
jan/07	1,0	1,0	-	0,0	0,0	0,0	4,6	1,6	-	2,8	1,9	1,9
fev/07	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	-	2,8	0	0,0
mar/07	1,5	1,0	1,0	1,0	2,5	2,0	5,9	2,3	1,3	1,9	1,7	0,8
abr/07	3,0	1,0	0,0	1,0	0,0	0,0	6,2	1,8	2,5	2,9	2,1	2,5
mai/07	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	1,0	1,9	2,8	1,7	2,0
jun/07	1,0	1,0	1,0	3,0	1,0	1,5	6,4	1,7	3,0	4,0	3	2,6
jul/07	4,5	3,0	4,0	2,5	4,0	2,0	5,0	2,8	4,4	3,8	2,4	4,0
ago/07	4,0	2,1	4,0	3,0	3,0	2,0	5,0	2,0	2,9	2,6	1,9	2,7
set/07	0,5	0,0	0,5	1,0	0,5	0,5	4,5	1,5	2,7	3,4	2,5	2,7
out/07	3,5	0,0	0,0	3,1	0,0	0,5	4,8	1,4	1,5	3,1	6,3	1,9
nov/07	2,5	3,0	1,0	2,0	1,0	0,0	5,4	1,4	3,2	4,3	2,8	3,4
dez/07	2,0	1,5	2,0	4,5	1,0	4,5	4,7	1,6	3,4	4,9	2,1	3,1
jan/08	0,0	0,6	1,9	0,0	0,0	0,0	5,4	1,4	3,1	2,8	2,8	2,7
fev/08	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	3,9	1,8	2,6	2,1	0	0,0
mar/08	1,0	0,0	0,0	2,0	0,0	1,0	4,5	2,1	3,3	3,5	0,1	1,8
abr/08	2,9	0,8	3,9	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0,0
mai/08	1,0	2,0	0,0	2,0	0,0	0,0	10,3	2,7	4,4	5,0	3,8	9,3
jun/08	1,5	1,0	0,5	1,0	1,5	1,0	5,2	2,2	3,3	4,5	4,5	3,9
jul/08	0,0	1,0	6,5	5,5	2,0	2,0	5,1	1,8	2,7	3,7	4,2	3,6
ago/08	1,0	1,0	0,0	0,5	0,0	0,0	4,7	1,4	2,9	6,5	2,6	3,1
set/08	2,0	2,0	2,0	1,5	2,0	1,0	7,5	1,9	2,6	2,1	4,8	3,3
out/08	1,0	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0	3,4	1,7	2,4	4,4	2,4	2,2
nov/08	2,0	1,0	2,5	3,0	2,5	1,0	6,4	0,8	2,4	3,5	1	1,9
dez/08	2,0	0,5	1,0	2,5	2,0	0,5	6,0	0,3	2,9	3,9	2,3	2,2
jan/09	1,0	4,0	4,0	7,0	0,0	1,5	3,3	1,0	3,8	2,6	0	0,0
fev/09	3,0	1,0	1,5	2,5	0,0	0,0	3,5	1,0	2,3	4,1	0	0,0
mar/09	2,0	1,0	1,0	2,5	2,0	1,0	4,1	2,2	3,1	3,9	2,35	2,1
abr/09	2,0	1,0	0,0	2,0	1,0	1,0	4,9	2,5	1,9	3,8	3,1	2,5
mai/09	0,0	2,0	0,0	3,5	1,0	0,5	3,8	1,6	3,1	3,9	2,9	2,7
jun/09	1,0	1,5	2,0	1,0	0,0	0,0	3,6	2,4	3,9	2,9	0,25	1,7
jul/09	0,0	0,5	1,0	1,0	0,0	0,0	3,5	2,5	0,7	0,0	1,5	1,6
ago/09	2,0	0,0	1,0	2,0	0,0	0,0	4,1	2,6	2,9	2,6	3,4	3,3

m – ponto de montante no canal; j – ponto de jusante no canal

Tabela AI.6 – Parâmetros de qualidade – Nitrogênio total e coliformes (PTO1 – córrego Mandacaru; PTO2 – córrego Romeira; PTO3 – ribeirão Maringá, trecho de montante na bacia do ribeirão Maringá; PTO5 - ribeirão Maringá, trecho de jusante na bacia do ribeirão Maringá; PTO6 – rio Pirapó, trecho a montante à confluência do ribeirão Maringá; PTO4 - rio Pirapó, trecho a jusante à confluência do ribeirão Maringá)

	Nitrogênio total, mg L <sup>-1</sup>						Coliformes fecais, UFC 100 mL <sup>-1</sup>					
	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>	PTO1	PTO2	PTO3 <sup>m</sup>	PTO5 <sup>j</sup>	PTO6 <sup>m</sup>	PTO4 <sup>j</sup>
jan/07	5,84	3,19	-	3,44	2,14	2,49	38000	8000	-	28000	5080	15000
fev/07	1,04	1,15	-	2,86	1,29	1,29	42100	4500	-	28000	26700	46300
mar/07	7,40	3,41	4,72	2,85	4,91	12,89	-	-	-	-	-	-
abr/07	9,20	2,75	7,59	4,02	2,10	2,50	15500	3500	155500	13000	8500	9950
mai/07	3,40	1,00	8,99	2,92	1,70	3,84	6200	15800	149000	17000	4500	6800
jun/07	7,40	2,70	8,72	7,68	4,00	4,50	7000	2400	255000	16500	7500	5200
jul/07	9,50	5,80	15,76	6,87	6,40	7,59	4600	2600	139000	12500	1500	6100
ago/07	9,00	4,10	15,34	6,73	5,65	5,83	14000	2400	197000	10500	11000	13500
set/07	5,82	2,38	8,20	7,52	3,24	4,61	60000	2400	45000	26500	500	19500
out/07	8,30	1,52	2,15	6,32	6,42	2,81	22000	4400	233000	58000	22000	51500
nov/07	8,31	4,40	5,73	9,77	3,98	5,05	-	-	-	-	-	-
dez/07	6,93	3,10	10,09	13,14	3,88	10,06	11000	2400	74000	35000	5000	17000
jan/08	5,58	2,24	8,06	5,86	3,62	5,52	17500	2500	121000	45750	13000	23000
fev/08	-	-	-	-	-	-	37500	3700	118000	33500	77500	68500
mar/08	5,50	2,10	9,42	9,03	0,57	3,93	15500	3100	177000	45000	18500	16000
abr/08	-	-	-	-	-	-	190000	2300	520000	210000	220000	180000
mai/08	11,30	4,70	13,01	9,76	3,80	9,87	6000	600	73000	11000	9000	4500
jun/08	6,70	3,20	14,15	8,85	6,00	6,31	12500	2300	115000	20000	5800	3400
jul/08	5,10	2,80	18,14	14,32	6,55	6,54	-	-	-	-	-	-
ago/08	5,70	2,40	14,46	9,86	2,94	5,05	9500	800	165000	17750	3750	4250
set/08	9,50	3,85	16,13	7,60	6,80	8,50	9625	1900	156000	13000	4600	4375
out/08	4,40	1,70	13,93	9,84	2,40	3,97	20375	1400	160000	35000	3125	3625
nov/08	8,40	1,80	15,43	7,79	3,50	2,90	8000	900	220000	17000	4750	5000
dez/08	8,00	0,80	13,20	7,69	4,30	2,70	125000	1300	44000	11333,33	3125	3750
jan/09	4,30	4,95	8,16	10,19	0,00	1,50	5000	800	200000	17000	9000	11000
fev/09	6,50	1,95	7,63	6,96	0,29	0,76	3000	1500	26000	3800	4800	4200
mar/09	6,10	3,15	5,39	6,40	4,35	3,51	-	2300	10000	5800	1800	2300
abr/09	6,85	3,45	1,85	5,75	4,10	3,50	4250	1000	65000	10500	6000	3500
mai/09	3,80	3,55	5,13	7,66	4,04	3,57	5500	1000	40000	14333,33	4750	4250
jun/09	4,60	3,85	5,90	3,90	0,25	1,70	-	-	-	-	-	-
jul/09	3,50	3,06	1,79	1,00	1,53	1,60	7500	1000	22000	20000	5700	5100
ago/09	6,10	2,66	3,99	4,60	3,43	3,30	4250	300	85000	28000	4500	4000

m – ponto de montante no canal; j – ponto de jusante no canal

## APÊNDICE II

### TESTE DE LILLIEFORS E MÉTODO DO ESTIMADOR DE VARIÂNCIA MÍNIMA

A aderência dos dados a uma distribuição normal foi realizada pelo teste de Lilliefors por meio das Equações 1, 2 e 3.

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad 1$$

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \left( \sum_{i=1}^n x_i^2 - n\bar{x}^2 \right)} \quad 2$$

$$z_i = \frac{x_i - \bar{x}}{s} \quad 3$$

Em que:

$\bar{x}$  é a média dos parâmetros de qualidade;

$x_i$  é a medida de cada um dos dados determinados para cada mês;

$n$  é o número de dados;

$s$  é o desvio padrão;

$z_i$  é a distribuição normal  $z$ .

Utilizando dados de coliformes fecais do trecho representado pelo ponto 3 para determinação da aderência pelo teste de Lilliefors, obtiveram-se os dados apresentados na Tabela 1.

Tabela AII.1 – Resultados do teste de Lilliefors para coliformes fecais – Ponto 3

n	CF	(CF) <sup>2</sup>	S(x <sub>i</sub> )	z <sub>i</sub>	F(x <sub>i</sub> )	F(x <sub>i</sub> )-S(x <sub>i-1</sub> )	F(x <sub>i</sub> )-S(x <sub>i</sub> )
1	10000	1E+08	0,037	-1,2846	0,100	0,063	0,063
2	22000	4,84E+08	0,074	-1,16332	0,123	0,049	0,049
3	26000	6,76E+08	0,111	-1,12289	0,131	0,020	0,020
4	40000	1,6E+09	0,148	-0,98138	0,164	0,015	0,015
5	44000	1,94E+09	0,185	-0,94095	0,174	-0,012	-0,012
6	45000	2,03E+09	0,222	-0,93085	0,176	-0,046	-0,046
7	65000	4,23E+09	0,259	-0,7287	0,233	-0,027	-0,027
8	73000	5,33E+09	0,296	-0,64784	0,258	-0,038	-0,038
9	74000	5,48E+09	0,333	-0,63773	0,261	-0,072	-0,072

## Continuação da Tabela 1...

10	85000	7,23E+09	0,370	-0,52655	0,298	-0,072	0,022
11	115000	1,32E+10	0,407	-0,22333	0,429	0,022	-0,020
12	118000	1,39E+10	0,444	-0,19301	0,425	-0,020	-0,045
13	121000	1,46E+10	0,481	-0,16269	0,436	-0,045	-0,011
14	139000	1,93E+10	0,519	0,019243	0,508	-0,011	-0,008
15	149000	2,22E+10	0,556	0,120316	0,548	-0,008	-0,017
16	155500	2,42E+10	0,593	0,186014	0,575	-0,017	-0,054
17	156000	2,43E+10	0,630	0,191068	0,575	-0,054	-0,076
18	160000	2,56E+10	0,667	0,231497	0,591	-0,076	<b>-0,090</b>
19	165000	2,72E+10	0,704	0,282034	0,614	<b>-0,090</b>	-0,085
20	177000	3,13E+10	0,741	0,403322	0,655	-0,085	-0,049
21	197000	3,88E+10	0,778	0,605469	0,729	-0,049	-0,076
22	200000	4E+10	0,815	0,635791	0,739	-0,076	-0,052
23	220000	4,84E+10	0,852	0,837938	0,800	-0,052	-0,055
24	233000	5,43E+10	0,889	0,969333	0,834	-0,055	-0,043
25	255000	6,5E+10	0,926	1,191695	0,883	-0,043	0,037
26	520000	2,7E+11	0,963	3,870141	0,9999	0,037	0,063

Em que:

$S(x_i)$  é a distribuição da amostra, determinada por  $n_i/n$ ;

$F(x_i)$  é obtido da distribuição normal  $z$ .

Após determinada diferença entre  $F(x_i)$  e  $S(x_{i-1})$  e entre  $F(x_i)$  e  $S(x_i)$ , encontra-se o maior valor absoluto entre os valores determinados. Da Tabela 1 obtém-se o valor 0,090, que, coincidentemente, apresenta-se em ambas as diferenças entre os termos  $F(x_i)$  e  $S(x_{i-1})$  e entre  $F(x_i)$  e  $S(x_i)$ .

Compara-se o valor obtido da diferença de  $F(x_i)$  e  $S(x_i)$  com o valor crítico obtido por meio da seguinte Equação:

$$d_c = \frac{0,889}{\sqrt{n+1,5}} \quad 4$$

Esta equação é válida para  $n$  menor e igual a 30 e 95 % de significância. Como  $n = 26$ ,  $d_c = 0,166$ .

Dessa forma tem-se que a estatística do teste  $d$  é igual a 0,090 e  $d_c$ , que é a máxima distância permissível entre  $F(x_i)$  e  $S(x_i)$ , igual a 0,166. Como  $d_c > d$ , conclui-se que há aderência dos dados a uma distribuição normal e a média aritmética simples pode ser utilizada.

A Figura 1 apresenta as curvas  $S(x_i)$  e  $F(x_i)$ , onde é possível observar a proximidade das curvas de distribuição esperada e determinada.

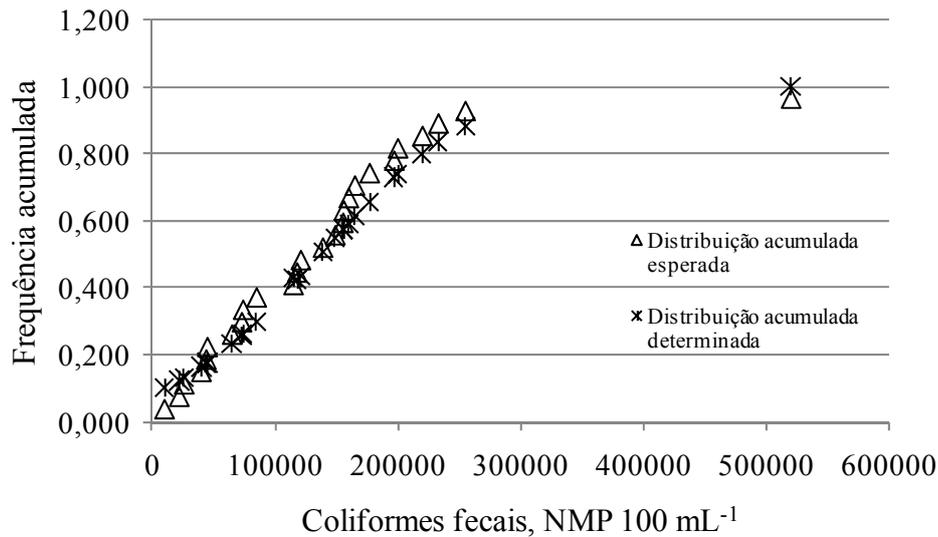


Figura 1 – Frequência acumulada para o ponto 3 determinada pelo Teste de Lilliefors – Dados apresenta-se normais (Distribuição esperada aproximadamente igual a determinada)

Os procedimentos de cálculo para todos os parâmetros de qualidade com número de amostragens menor que 30 foram realizados da forma semelhante. Após a aplicação dos testes foi verificado que apenas os trechos representados pelos pontos 1, 4 e 6 para coliformes fecais apresentaram distribuição não-normal, ou seja,  $dc < d$  (como exemplo mostrado pela Figura 2). Para estes casos as médias dos parâmetros coliformes fecais foram determinadas pelo método da estimação imparcial mínima de variância.

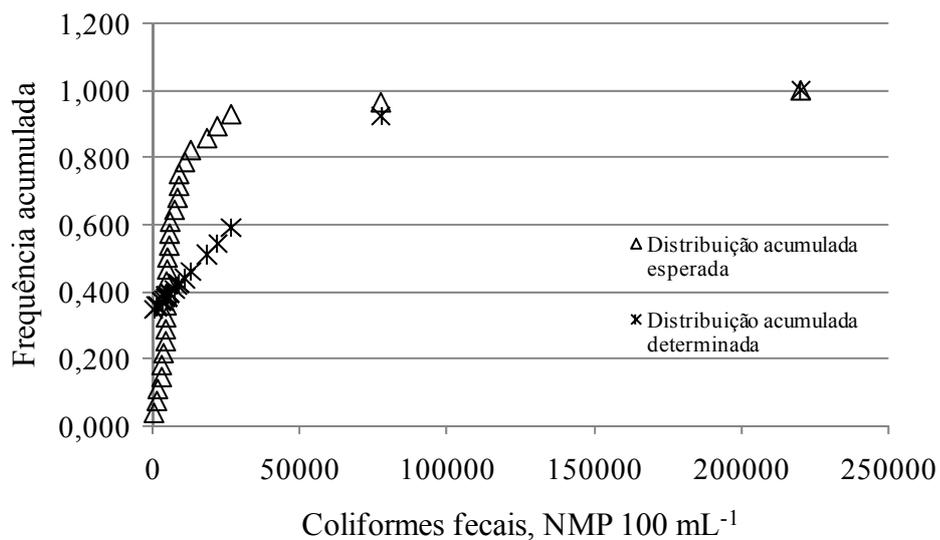


Figura 2 – Frequência acumulada para o ponto 6 determinada pelo Teste de Lilliefors – Dados apresenta-se não-normais ( $dc = 0,163$ ,  $d = 0,365$ )

A média e o desvio padrão para dados não-normais foram determinadas de acordo com as seguintes equações:

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad 5$$

$$s_y^2 = \frac{1}{n-1} \left( \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \right) \quad 6$$

$$\hat{\mu}_i = \left[ \exp(\bar{y}) \right] \psi(t), \quad t = \frac{s_y^2}{2} \quad 7$$

$$\psi(t) = 1 + \frac{(n-1)}{n} + \frac{(n-1)^3 t^2}{2! n^2 (n+1)} + \frac{(n-1)^5 t^3}{3! n^2 (n+1)(n+3)} + \frac{(n-1)^7 t^4}{4! n^4 (n+1)(n+3)(n+5)} + \dots \quad 8$$

$$s^2(\hat{\mu}_i) = \exp(2\bar{y}) \left[ \left( \psi\left(\frac{s^2}{2}\right) \right)^2 - \psi\left(\frac{s^2(n-2)}{n-1}\right) \right] \quad 9$$

Em que:

$\bar{y}$  e  $s^2$  são a média e a variância dos valores transformados por  $y_i = \ln x_i$  e  $\mu_i$  e  $s^2(\hat{\mu}_i)$  são a média e a variância calculados para os dados não normais. A série apresentada pela Equação 8 foi truncada no terceiro termo.

**ANEXOS****ANEXO I****SÓLIDOS TOTAIS, SÓLIDOS FILTRÁVEIS E SÓLIDOS NÃO-FILTRÁVEIS -  
MÉTODOS GRAVIMÉTRICOS**

(American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) (APHA – 1995)

**SÓLIDOS TOTAIS****Materiais Utilizados**

- Dessecador
- Cápsula de porcelana
- Estufa
- Balança analítica
- Mufla

**Procedimento**

Tarar uma cápsula de porcelana limpa e seca, colocando-a na mufla por 30min, esfriar em dessecador e pesar (P1). Colocam-se 100 mL da amostra de água na cápsula. Leva-se a cápsula à estufa à 100°C até peso constante (cerca de 12 horas). Resfriar no dessecador e pesar (P2).

**Cálculo**

A determinação dos sólidos totais é dada por:

$$ST = \frac{(P2 - P1) \cdot 10^6}{\text{Volume da amostra}} \text{ mg L}^{-1}$$

**SÓLIDOS FILTRÁVEIS TOTAIS****Materiais Utilizados**

- Dessecador
- Papel de fibra de vidro

- Estufa
- Bomba de vácuo
- Balança analítica
- Mufla

## **Procedimento**

### **Preparo do filtro:**

Colocar um disco de papel de fibra de vidro no aparelho de sucção. Com a bomba de vácuo ligada, lavar o filtro com três sucessivos volumes de 20 mL de água destilada.

Remover toda a água com a aplicação de vácuo. Remover o papel de filtro de fibra de vidro do aparelho de filtração e levar à mufla a 550°C por 30min. Colocar no dessecador até resfriamento total.

### **Análise**

Pesar o papel de fibra de vidro preparado acima, obtendo-se P1. Agitar vigorosamente a amostra, tomar 250 mL em uma proveta graduada e filtrar. Remover cuidadosamente o papel de fibra de vidro com o resíduo retido. Levar à estufa a 105-110°C durante 12 h, ou até peso constante. Resfriar no dessecador e pesar, obtendo P2.

### **Cálculo**

Sólidos filtráveis totais (SFT):

$$SFT = \frac{(P2 - P1) \cdot 10^6}{\text{Volume da amostra}} \text{ mg L}^{-1}$$

## **SÓLIDOS NÃO-FILTRÁVEIS TOTAIS**

Os sólidos não-filtráveis podem ser determinados pela diferença entre os sólidos totais e sólidos filtráveis:

$$SNFT = ST - SFT \text{ mg L}^{-1}$$

## ANEXO II

### NITRITO

(Diazotization Method – Metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010)

#### **Materiais e reagentes**

- Cubetas de 10 mL (duas)
- Reagente em pó de Nitri Ver 2
- Equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH

#### **Procedimento**

Acrescentar em ambas as cubetas 10 mL de amostra. Em uma delas adicionar o reagente em pó de nitrito Nitri Ver 2. Esperar dez minutos para a reação ocorrer. Ajustar o equipamento à absorvância de 507 nm, zerar o equipamento com o branco, amostra sem reagente, e iniciar a leitura da concentração de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ).

## **ANEXO III**

### **NITRATO**

(Cadmium Reduction Method – Metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR/2010)

#### **Materiais e reagentes**

- Duas cubetas de 25mL
- Reagente em pó de Nitra Ver 5
- Equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH

#### **Procedimento**

Acrescentar, em ambas as cubetas 25mL de amostra. Adicionar o reagente em pó de nitrato Nitra Ver 5 em uma das cubetas. Esperar cinco minutos para a reação ocorrer. Ajustar o equipamento à absorvância de 400nm, zerar o equipamento com o branco e iniciar a leitura da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrato de nitrogênio ( $\text{NO}_3^- \text{N}$ ).

**ANEXO IV****DETERMINAÇÃO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO POR MICRO  
MÉTODO (APHA, 1995)****Reagentes****a) Solução Oxidante:**

Dissolver em 500 mL de água destilada 10,216 g de  $K_2Cr_2O_7$ , previamente seco à  $103^{\circ}C$  por 2 h, 33,3 g de  $HgSO_4$  e adicionar 167 mL de  $H_2SO_4$  concentrado. Dissolver, esperar esfriar e após, completar o volume de 1000 mL com água destilada.

**b) Solução Catalítica**

Dissolver 10 gramas de Sulfato de Prata ( $Ag_2SO_4$ ) em 1 litro de ácido Sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado.

**c) Solução padrão**

Pesar 0,8509 g de Biftalato de Potássio P.A. ( $C_8H_5KO_4$ ) seco em estufa à  $100^{\circ}C$  por 2 horas e dissolver em água destilada, logo após completar o volume a 1000 mL. Esta solução corresponde a uma concentração de  $1000\text{ mg de }O_2\text{ L}^{-1}$ .

**Procedimento:****- Preparação da curva de calibração:**

Preparar uma série de soluções padrões de 100 a 700 mg de  $O_2\text{ L}^{-1}$  a partir da solução padrão de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 - Série de soluções padrões de 100 a 700 mg de  $O_2\text{ L}^{-1}$  a partir da solução padrão

Volume da solução padrão, mL	Concentração (mg de $O_2\text{ L}^{-1}$ )
10	100
20	200
30	300
40	400
50	500
60	600
70	700

Conhecida a concentração de oxigênio a ser oxidado em cada amostra, fazer o procedimento abaixo para cada solução e determinar a absorbância para solução e construir uma reta de calibração. O branco é preparado substituindo-se a amostra por água destilada.

### **Determinação da DQO**

Colocar em tubos de oxidação 1,5 mL de solução oxidante; 2,5 mL da amostra (DQO menor que 600 mg de O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); 3,5 mL de solução catalítica. Fechar e agitar. Colocar no reator (COD – REACTOR HACH) à 150<sup>0</sup>C durante duas horas. Ler a absorbância a 600 nm após ligeiro resfriamento. Ler a curva de calibração e determinar a concentração de oxigênio necessário para oxidar a amostra.

Obs.: Se a amostra contiver íons Cl<sup>-</sup>, a leitura deve ser realizada a quente, pois os íons Cl<sup>-</sup> precipitam com a prata, a frio, interferindo na leitura.

## ANEXO V

### DETERMINAÇÃO DE ALUMÍNIO, FERRO, COBRE, CHUMBO, ZINCO, MANGANÊS, CROMO, COBALTO, NIQUEL, BÁRIO E CÁDMIO, ALÉM DE SÓDIO E CÁLCIO POR ESPECTROMETRIA DE ABSORÇÃO ATÔMICA

(Analytical Methods for Flame Spectroscopy)

#### Materiais

- Béquer de 250ml
- Solução de ácido clorídrico e ácido nítrico
- Água deionizada
- Chapa de aquecimento
- Tubo digestor
- Bloco digestor
- Balão de 50 ml
- Membrana HA em éster de celulose, 0,45 µm de poro, 47mm de diâmetro
- Espectrometro de absorção atômica spectraa B50

#### Mistura para digestão:



#### Procedimento

##### *Para determinação de metais totais*

Colocar 250 mL da amostra em um béquer de 250 mL. Adicionar 12 mL da mistura ácida para digestão para cada 100 mL da amostra. Tampar com vidro de relógio. Colocar o béquer numa chapa aquecida, aproximadamente 100 °C. Deixar na chapa para reduzir até aproximadamente 30 mL, sem ferver. Completar volume para 50 mL e filtrar. Se for necessário, ou seja, se houver presença de sólidos, adiciona-se mais solução ácida de mistura (aproximadamente 5 mL).

Obs: A determinação do metal deve ser feita pela leitura da amostra no AA, multiplicada pelo fator 50/250 (0,2).

### *Para determinação de metais dissolvidos*

Filtra-se a amostra em membrana de 0,45 µm de poro e adiciona-se um volume de 1% de HNO<sub>3</sub> concentrado para preservação da amostra. A leitura no AA fornece a concentração do metal na amostra diretamente.

### *Para a determinação dos metais nos sedimentos*

Metodologia de digestão do Standard Methods for Water and Wastewater para resíduos sólidos (mistura oxidante 2:1, nítrico-clorídrico).

Coloca-se uma certa quantidade conhecida de sólido (0,5 g p.e.) (SECO - na estufa 24 horas) e 10 mL de mistura oxidante em um tubo digestor. Leva-se para o bloco digestor e aumenta-se gradativamente a temperatura até 160°C até reduzir à metade o volume. Depois aumenta-se a temperatura para 210°C até ficar incolor se não digerir tudo, coloca-se mais um pouco de mistura e quando estiver digerido, deixar reduzir à +/- 1 mL. Esfria-se e coloca-se em um balão de 50 mL e completa o volume do mesmo. É necessário filtrar.

Obs: Lavar todo o material a ser utilizado nas digestões com ácido nítrico 5%.

As soluções padrão para a calibração do espectrometro de absorção atômica podem ser preparadas por diluições de 1000 ppm de cada elemento a ser dosado. Após o ajuste do espectrômetro de absorção atômica nas condições exigidas de comprimento de onda e gases de leitura para a determinação dos metais (Cu, Fe, Mn, Zn, Co, Cr e Ni), Tabela AIV.1, acertar o zero com a prova em branco, o zero de absorbância. Fazer a leitura dos padrões, em geral quatro, realizando uma curva de calibração. Após realizar a leitura da amostra, para a determinação da concentração.

Tabela AIV.1 – Condições de ajuste do Espectrômetro de Absorção Atômica

Metal	Al	Ba	Cd	Co	Cr	Cu
Tipo de Chama	Ac-ON <sup>1</sup>	Ac-ON	Ac-Ar <sup>2</sup>	Ac-Ar	Ac-ON	Ac-Ar
Comprimento de onda	309,3	553,6	228,8	240,7	357,9	324,7
Varição da curva padrão, ppm	0,3 - 250	0,2 - 50	0,02 - 3	0,05 - 15	0,06 - 15	0,03 - 10
Limite de detecção, ppm	0,3	0,2	0,02	0,05	0,06	0,03
Supressor	KCl - 2000 ppm, final	KCl - 2000 ppm, final	-	-	-	-

1 – Ac-ON: Acetileno e Óxido Nitroso; 2 – Ac-Ar: Acetileno e Ar

Tabela AIV.2 – Condições de ajuste do Espectrômetro de Absorção Atômica

Metal	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Tipo de chama	Ac-Ar	Ac-Ar	Ac-Ar	Ac-Ar	Ac-Ar
Comprimento de onda	248,3	279,15	232	217	213,9
Varição da curva padrão, ppm	0,06 - 15	0,02 - 5	0,1 - 20	0,1 - 30	0,01 - 2
Limite de detecção, ppm	0,06	0,02	0,1	0,1	0,01
Supressor	-	-	-	-	-

## ANEXO VI

### COLIFORMES FECAIS

(Método: 3M Petrifilm Placa para contagem de *E. coli* e Coliformes)

A placa Petrifilm EC é um sistema pronto para a contagem de *E. coli* e de coliformes, com meio de cultura que contém os nutrientes do Agar vermelho violeta bile (VRBA), um agente gelificante solúvel em água fria, o indicador de atividade glicuronidásica (5-bromo-4-cloro-3-indolil- $\beta$ -D-glicuronídeo) e o indicador de tretazólio para facilitar a enumeração das colônias.

**Plaqueamento:** Inocule na placa e aplique o difusor na placa de Petrifilm antes de inocular a placa seguinte:

- 1) Coloque a placa Petrifilm EC em uma superfície plana.
- 2) Levante o filme superior e coloque 1 mL da amostra pura ou diluída no centro do filme inferior.
- 3) Baixe o filme superior sobre a amostra de modo a evitar a formação de bolhas de ar.
- 4) Posicione o difusor plástico no centro da placa, com o lado liso voltado para baixo.
- 5) Distribua a amostra uniformemente pressionando levemente o centro do difusor plástico. Não arraste o difusor sobre o filme.
- 6) Remova o difusor e não toque na placa durante pelo menos um minuto para deixar que o gel solidifique.
- 7) Incube as placas na posição horizontal com o lado transparente para cima em pilhas de até 20 placas. A incubadora deverá estar umidificada. A perda de umidade de uma placa, indicada pela perda de peso, não deve ser superior a 15% após 48 horas de incubação.

**Incubação:** Método Comitê Nórdico de Análise de Alimentos (NMKL) (146.1993)

Para resultados de coliformes, incube as placas Petrifilm EC a 36°C por 24  $\pm$  2h. Para resultados de *E.coli*, incube as placas Petrifilm EC a 36°C por 48  $\pm$  2h.