

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

***PLANEJAMENTO INTEGRADO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA
MICROBACIA DO CÓRREGO TRÊS BARRAS NO MUNICÍPIO DE
MARINÓPOLIS - SP***

LUIZ SERGIO VANZELA

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia -
UNESP – Campus de Ilha Solteira, para
obtenção do título de Doutor em Agronomia.
Especialidade: Sistemas de Produção

ILHA SOLTEIRA
Estado de São Paulo - Brasil
Julho de 2008

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

***“PLANEJAMENTO INTEGRADO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA
MICROBACIA DO CÓRREGO TRÊS BARRAS NO MUNICÍPIO DE
MARINÓPOLIS – SP”***

LUIZ SERGIO VANZELA

Orientador: Prof. Dr. Fernando Braz Tangerino Hernandez

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia -
UNESP – Campus de Ilha Solteira, para
obtenção do título de Doutor em Agronomia.
Especialidade: Sistemas de Produção

ILHA SOLTEIRA
Estado de São Paulo - Brasil
Julho de 2008

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação da UNESP - Ilha Solteira.

V285p Vanzela, Luiz Sergio.
Planejamento integrado dos recursos hídricos na microbacia do
córrego Três
Barras no município de Marinópolis - SP / Luiz Sergio Vanzela. -- Ilha
Solteira : [s.n.], 2008.
213 f. : il., fots. color.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de
Engenharia de Ilha Solteira. Especialidade: Sistemas de Produção, 2008

Orientador: Fernando Braz Tangerino Hernandez
Bibliografia: p. 204 - 212

1. Bacias hidrográficas - Administração. 2. Recursos hídricos -
Desenvolvimento. 3. Água - Qualidade. 4. Irrigação. 5. Solos –
Conservação. 6. Sistemas de informação geográfica.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: PLANEJAMENTO INTEGRADO DOS RECURSOS HÍDRICOS PARA A IRRIGAÇÃO NA MICROBACIA DO CÔRREGO TRÊS BARRAS NO MUNICÍPIO DE MARINÓPOLIS-SP

AUTOR: LUIZ SERGIO VANZELA

ORIENTADOR: Prof. Dr. FERNANDO BRAZ TANGERINO HERNANDEZ

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR em AGRONOMIA pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. FERNANDO BRAZ TANGERINO HERNANDEZ
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. JOAO LUIS ZOCOLER
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. MAURÍCIO AUGUSTO LEITE
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. DEMETRIUS DAVID DA SILVA
Departamento de Engenharia Agrícola / Universidade Federal de Viçosa

Prof. Dr. JENER FERNANDO LEITE DE MORAES
Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Solos e Recursos Ambientais / Instituto Agrônomo de Campinas

Data da realização: 22 de agosto de 2008.

Presidente da Comissão Examinadora
Prof. Dr. FERNANDO BRAZ TANGERINO HERNANDEZ

A Deus por permitir mais essa conquista de minha vida.

Aos meus pais João Vanzela e Dulce Ferreira Vanzela.

Ofereço

*A minha esposa Katiane e a meu filho
Pedro que sempre foram as minhas
alegrias para vencer os maiores desafios.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Aos meus irmãos (João Roberto, Carlos Alberto, José Paulo e Vandirce) e suas famílias, pelo companheirismo e apoio ao meu desenvolvimento acadêmico.

Ao meu orientador professor Fernando Braz Tangerino Hernandez pelo incentivo e auxílio ao desenvolvimento de nossas pesquisas e, acima de tudo, a amizade.

Aos meus amigos Ronaldo Cintra Lima, Rodrigo Braga, Elton José Ferreira Sant'Ana e André Altimare pela amizade e apoio ao meu trabalho.

Aos professores João Luiz Zocoler, Morel Passos de Carvalho e Walter Veriano Valério Filho que sempre me auxiliaram nas pesquisas e vida profissional.

Aos membros da equipe do Laboratório de Hidráulica e Irrigação da UNESP - Ilha Solteira (Renato, Gustavo, Michele, Everaldo, Alex, Jean, Renata e Larissa) que foram imprescindíveis a realização dos trabalhos de campo e laboratório.

A todos os irrigantes que residem na microbacia do Córrego Três Barras e a equipe da Casa de Agricultura de Marinópolis (Rosseti, Nedson, Sérgio e Zoraide) pelo apoio que sempre ofereceram aos trabalhos de pesquisa realizados pela Área de Hidráulica da UNESP - Ilha Solteira.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (Processo 2.005/00.518-3) e ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos - FEHIDRO (CBH-SJD, Contrato 161/2006 - Empreendimento SJD-133) pelo apoio financeiro a pesquisa.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1. Bacias Hidrográficas.....	18
2.2. Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos para a Irrigação.....	21
2.2.1. Geoprocessamento no Gerenciamento de Recursos Hídricos.....	21
2.2.2. Clima	23
2.2.2.1. Precipitação	25
2.2.2.2. Evapotranspiração.....	26
2.2.3. Recursos Naturais nas Bacias Hidrográficas.....	27
2.2.3.1. Recursos de Solos.....	27
2.2.3.2. Recursos Hídricos	30
2.2.3.2.1. Medição de Água para a Irrigação.....	30
2.2.3.2.2. Transporte de Sedimentos	33
2.2.3.2.3. Qualidade da Água para Irrigação	36
A. Parâmetros Físicos	39
A.1. Temperatura.....	39
A.2 Sólidos	40
A.3. Turbidez	41
B. Parâmetros Químicos.....	42
B.1. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	42
B.2. Condutividade Elétrica	43
B.3. Ferro Total.....	44
B.4. Oxigênio Dissolvido.....	46
B.5. Dureza Total.....	47
C. Parâmetros Biológicos	48
C.1. Coliformes.....	48
2.2.4. Planejamento de Perímetros Irrigados em Bacias Hidrográficas.....	49
2.2.4.1. Vazão Necessária para a Irrigação.....	49
2.2.4.2. Vazão Máxima Outorgável para a Irrigação	53
3. MATERIAIS E MÉTODOS	55
3.1. Microbacia de Estudo	55
3.1.1. Localização.....	55

3.1.2. Características Sócio-Econômicas	56
3.1.3. Geologia, Litoestratigrafia e Pedologia	56
3.1.4. Clima	57
3.1.5. Fisiografia e Recursos Hídricos	57
3.2. Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos.....	58
3.2.1. Definição das Sub-Bacias de Estudo	58
3.2.1.1. Sub-Bacia 1	59
3.2.1.2. Sub-Bacia 2	60
3.2.1.3. Sub-Bacia 3	61
3.2.1.4. Sub-Bacia 4	63
3.2.1.5. Sub-Bacia 5 (Microbacia)	64
3.2.2. Definição dos Períodos de Disponibilidade Hídrica	65
3.3. Caracterização Climática da Microbacia.....	66
3.4. Construção do Banco de Dados Georreferenciado	68
3.4.1. Uso e Ocupação dos Solos	68
3.4.2. Uso e Ocupação do Solo em Área de Preservação Permanente (APP)	69
3.4.3. Isolinhas Altimétricas	69
3.4.4. Divisor de Águas e Rede de Drenagem	70
3.4.5. Irrigantes.....	70
3.4.6. Áreas Irrigadas e Captações dos Sistemas de Irrigação	70
3.4.7. Pontos de Monitoramento Hídrico	71
3.4.8. Mapa Pedológico	71
3.4.9. Classes de Declividade	72
3.4.10. Balanço Hídrico Espacial	72
3.4.11. Expectativa de Perda de Solo	75
3.4.11.1. Volume de Escoamento Superficial (Q).....	75
3.4.11.2. Vazão de Pico (q_p).....	76
3.4.11.3. Erodibilidade do solo (K).....	79
3.4.11.4. Fator Comprimento e Grau do Declive (LS)	79
3.4.11.5. Fator de Uso e Manejo do Solo (C).....	79
3.4.11.6. Fator de Práticas Conservacionistas (P)	80
3.4.11.7. Classificação da Expectativa de Perda de Solo	81
3.5. Recursos Naturais	83
3.5.1. Diagnóstico do Uso dos Solos.....	83
3.5.2. Diagnóstico dos Recursos Hídricos	84

3.5.2.1. Vazões.....	84
3.5.2.1.1. Classificação	85
3.5.2.2. Transporte de Sedimentos	86
3.5.2.2.1. Descarga Sólida Total	86
3.5.2.2.2. Coeficiente de Remoção de Sedimentos.....	89
3.5.2.2.3. Classificação	90
3.5.2.3. Qualidade da Água	90
3.5.2.3.1. Amostras e Análises	90
3.5.2.3.2. Classificação	92
3.5.3. Análises Estatísticas.....	93
3.6. Usos dos Recursos Hídricos para a Irrigação	94
3.6.1. Caracterização das Áreas Irrigadas	94
3.6.2. Demanda de Água para a Irrigação.....	95
3.6.2.1. Sistemas de Irrigação por Aspersão.....	95
3.6.2.2. Sistemas de Irrigação Localizada	96
3.6.2.3. Vazão Consumida na Bacia Hidrográfica	97
3.6.3. Volume de Reservatórios de Água	100
3.7. Propostas para o Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos para a Irrigação	101
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	102
4.1. Caracterização Climática.....	102
4.1.1. Características Climáticas	102
4.1.2. Balanço Hídrico Espacial.....	105
4.2. Solos.....	108
4.2.1. Uso e Ocupação na Microbacia.....	108
4.2.2. Uso e Ocupação do Solo nas Áreas de Preservação Permanente	111
4.2.3. Classes de Declividade	113
4.2.4. Aporte de Sedimentos	115
4.3. Recursos Hídricos	120
4.3.1. Disponibilidade Hídrica	120
4.3.2. Transporte de Sedimentos	123
4.3.3. Qualidade Água para a Irrigação	127
4.3.3.1. Parâmetros Físicos.....	127
4.3.3.1.1. Temperatura	127
4.3.3.1.2. Turbidez.....	130

4.3.3.1.3. Sólidos.....	132
4.3.3.2. Parâmetros Químicos	138
4.3.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	138
4.3.3.2.2. Condutividade Elétrica (CE)	141
4.3.3.2.3. Ferro Total (Fe).....	145
4.3.3.2.4. Cálcio.....	148
4.3.3.2.5. Magnésio	151
4.3.3.2.6. Dureza Total (DT)	154
4.3.3.2.7. Oxigênio Dissolvido (OD)	157
4.3.3.3. Parâmetros Biológicos.....	160
4.3.3.3.1. Coliformes Fecais	160
4.3.3.3.2. Coliformes Totais.....	164
4.4. Uso dos Recursos Hídricos	167
4.4.1. Áreas Irrigadas	167
4.4.2. Demanda de Água.....	169
4.4.3. Uso em Reservatórios	173
4.5. Propostas de Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos.....	176
4.5.1. Disponibilidade de Água para a Irrigação	176
4.5.1.1. Critério para a Implantação de Perímetros Irrigados	176
4.5.1.1.1. Vazão Necessária para Sistemas de Aspersão.....	177
4.5.1.1.2. Vazão Necessária para Sistemas de Irrigação Localizada.....	180
4.5.1.1.3. Vazão Máxima para a Irrigação na Bacia Hidrográfica.....	182
4.5.1.1.4. Simulação para a Microbacia do Córrego Três Barras	183
4.5.1.2. Recomposição da Cobertura Vegetal das Áreas de Preservação Permanente	185
4.5.1.3. Retificação do Leito do Manancial.....	186
4.5.1.4. Conservação do Solo	188
4.5.1.5. Programas de Manejo da Irrigação	189
4.5.1.6. Banco de Dados Relacional da Microbacia	190
4.5.2. Qualidade da Água para a Irrigação	191
4.5.2.1. Classificação da Qualidade da Água para Irrigação	191
4.5.2.1.1. Risco de Dano Físico aos Sistemas de Irrigação	192
4.5.2.1.2. Risco de Salinização do Solo	192
4.5.2.1.3. Risco de Contaminação de Alimentos	193
4.5.2.1.4. Risco de Toxidez as Plantas	194

4.5.2.1.5. Critérios para a Classificação da Qualidade da Água para a Irrigação.....	195
4.5.2.1.6. Aplicação para o Córrego Três Barras	199
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	201
6. CONCLUSÃO.....	202
7. REFERÊNCIAS	204
ANEXO	213

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da microbacia do córrego Três Barras.....	55
Figura 2. Localização dos pontos de monitoramento hídrico.....	58
Figura 3. Ponto de monitoramento hídrico 1.....	59
Figura 4. Ponto de monitoramento hídrico 2.....	60
Figura 5. Ponto de monitoramento hídrico 3.....	61
Figura 6. Estação de tratamento de esgoto (à esquerda) e despejo de efluente (à direita).	62
Figura 7. Ponto de monitoramento hídrico 4.....	63
Figura 8. Ponto de monitoramento hídrico 5.....	64
Figura 9. Localização da estação agroclimática.	67
Figura 10. Mapas temáticos do comprimento das vertentes (a) e das declividades (b).	78
Figura 11. Mapas temáticos dos fatores C (a) e P (b) da EUPS-m.	81
Figura 12. Representação esquemática do mapa das unidades hidrológicas obtidas pelo produto dos fatores X, S, C e P..	82
Figura 13. Medição da velocidade do fluxo por molinete hidrométrico (à esquerda) e detalhe da medida da velocidade (à direita).	84
Figura 14. Detalhe da determinação do perfil do canal.	85
Figura 15. Ábaco para a determinação da concentração relativa.....	88
Figura 16. Detalhe da coleta da amostra.....	90
Figura 17. Detalhe da coleta de água para a análise de oxigênio dissolvido.	91
Figura 18. Detalhe da avaliação de sistema de irrigação por aspersão (a) e de microaspersão invertida (b).....	94
Figura 19. Comportamento dos valores médios das variáveis climáticas e balanço hídrico para a microbacia do Córrego Três Barras no decorrer do ano.....	103
Figura 20. Evolução espacial e temporal da disponibilidade de água no solo no ano de 2006.	106
Figura 21. Evolução espacial e temporal da disponibilidade de água no solo no ano de 2007.	107
Figura 22. Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia do córrego Três Barras..	108
Figura 23. Uso e ocupação do solo nas sub-bacias 1, 2, 3 e 4.	109
Figura 24. Mapa de uso e ocupação do solo em APP na microbacia do córrego Três Barras.	111
Figura 25. Uso e ocupação do solo em APP nas Sub-Bacias 1, 2, 3 e 4.	112
Figura 26. Mapa de declividades do solo na microbacia do córrego Três Barras.	113

Figura 27. Classes de declividades nas Sub-Bacias 1, 2, 3 e 4	114
Figura 28. Valores médios de aporte de sedimentos nas sub-bacias avaliadas (a) e distribuição dos valores nos períodos seco e chuvoso (b).	116
Figura 29. Variabilidade temporal do aporte de sedimentos nas sub-bacias avaliadas.	116
Figura 30. Variabilidade espacial e temporal da expectativa de perda de solo por erosão entre os intervalos de avaliação no ano de 2006.	118
Figura 31. Variabilidade espacial e temporal da expectativa de perda de solo por erosão entre os intervalos de avaliação no ano de 2007.	119
Figura 32. Vazões específicas médias nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	120
Figura 33. Variabilidade temporal das vazões observadas e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	121
Figura 34. Análise de correlação da vazão específica com o uso e ocupação do solos da microbacia.	122
Figura 35. Descargas sólidas específicas médias nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	124
Figura 36. Variabilidade temporal das descargas sólidas totais observadas e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	124
Figura 37. Variação do coeficiente de remoção de sedimentos (CR) ao longo das sub-bacias (a) e regressão com o comprimento do leito principal (b).	126
Figura 38. Valores médios de temperatura da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	128
Figura 39. Variabilidade temporal das temperaturas observadas e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	128
Figura 40. Análise de correlação da temperatura da água com a temperatura média do ar 24 horas (T 24h), 3 dias (T 3d), 7 dias (T 7d) e 15 dias (T 15d) anteriores.	129
Figura 41. Valores médios de turbidez da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	130
Figura 42. Variabilidade temporal da turbidez observada e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	131
Figura 43. Valores médios de sólidos suspensos e dissolvidos na água nas sub-bacias avaliadas (a e c) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b e d).	134
Figura 44. Valores médios de sólidos totais na água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	136
Figura 45. Variabilidade temporal dos sólidos totais observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	136
Figura 46. Análise de correlação dos sólidos totais com o uso e ocupação do solo da microbacia.	137
Figura 47. Valores médios de pH da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	139

Figura 48. Variabilidade temporal dos valores de pH observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	139
Figura 49. Análise de correlação do pH com o uso e ocupação dos solos na microbacia.	141
Figura 50. Valores médios de condutividade elétrica da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	142
Figura 51. Variabilidade temporal dos valores de condutividade elétrica observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	143
Figura 52. Análise de correlação da condutividade elétrica com o uso e ocupação dos solos da microbacia.	144
Figura 53. Valores médios de ferro total da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	145
Figura 54. Variabilidade temporal dos valores de ferro total observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	146
Figura 55. Análise de correlação do ferro total com o uso e ocupação dos solos da microbacia.	147
Figura 56. Valores médios de cálcio da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	149
Figura 57. Variabilidade temporal dos valores de cálcio observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	149
Figura 58. Análise de correlação de cálcio com o uso e ocupação do solo na microbacia.	150
Figura 59. Valores médios de magnésio da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	152
Figura 60. Variabilidade temporal dos valores de magnésio observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	152
Figura 61. Análise de correlação do magnésio com o uso e ocupação do solo da microbacia.	153
Figura 62. Valores médios de dureza total da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	155
Figura 63. Variabilidade temporal dos valores de dureza total observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	155
Figura 64. Análise de correlação da dureza total com o uso e ocupação dos solos da microbacia.	156
Figura 65. Valores médios de oxigênio dissolvido na água das sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	158
Figura 66. Variabilidade temporal dos valores de oxigênio dissolvido observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	158

Figura 67. Análise de correlação do oxigênio dissolvido com o uso e ocupação dos solos da microbacia.	160
Figura 68. Valores médios de coliformes fecais da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	161
Figura 69. Variabilidade temporal dos valores de coliformes fecais observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	162
Figura 70. Análise de correlação dos coliformes fecais com o uso e ocupação dos solos da microbacia.	163
Figura 71. Valores médios de coliformes totais da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).	164
Figura 72. Variabilidade temporal dos valores de coliformes totais observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.	165
Figura 73. Análise de correlação dos coliformes totais com o uso e ocupação dos solos da microbacia.	166
Figura 74. Distribuição percentual da área irrigada por diferentes métodos nas sub-bacias avaliadas (a) e do coeficiente de uniformidade de distribuição (CU) e de Christiansen (CUC) obtidos para os sistemas de microaspersão invertida e aspersão sub-copa (b).	167
Figura 75. Detalhe de videira sendo irrigada por sistema de aspersão sub-copa.	168
Figura 76. Vazões observadas e $Q_{7,10}$ para a sub-bacia do ponto 1.	169
Figura 77. Vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ para a sub-bacia 2.	169
Figura 78. Vazão medida no manancial (Q_{MED}), vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ (em relação ao eixo Q_1) e $Q_{7,10}$ (2) (em relação ao eixo Q_2) para a sub-bacia 3.	170
Figura 79. Vazão medida no manancial (Q_{MED}), vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ (em relação ao eixo Q_1) e $Q_{7,10}$ (2) (em relação ao eixo Q_2) para a sub-bacia 4.	170
Figura 80. Vazão medida no manancial (Q_{MED}), vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ (em relação ao eixo Q_1) e $Q_{7,10}$ (2) (em relação ao eixo Q_2) para a sub-bacia 5.	171
Figura 81. Volume de água necessário para a irrigação, sistemas de irrigação e área irrigada, em porcentagem, por sub-bacia avaliada.	172
Figura 82. Vazão $Q_{7,10}$ e área de drenagem, em porcentagem do total, por sub-bacia do ponto monitorado.	172
Figura 83. Distribuição do volume de reservatórios de água nas sub-bacias e percentual em relação ao total da microbacia	174
Figura 84. Variação do volume não suprido pela vazão mínima de referência (VRN) e volume atualmente disponível de reservatório (VDISP).	175
Figura 85. Evapotranspiração mensal de projeto (ET_{pr}) e desvio padrão (s) para cada mês.	179

Figura 86. Vazões necessárias para a irrigação simuladas nas sub-bacias 2 (a), 3 (b), 4 (c) e 5 (d).....	184
Figura 87. Detalhe do leito original do córrego Três Barras (linha azul), área úmida em situação de assoreamento (área verde), limite da APP na situação atual (linha vermelha) e limite da APP na situação original (linha laranja).....	187
Figura 88. Mapas de espaçamento vertical (a) e espaçamento horizontal (b) entre terraços.....	189

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Limites máximos permissíveis de coliformes para as águas destinadas à irrigação, de acordo com a resolução nº 357/05 do CONAMA.....	49
Tabela 2. Valores médios anuais das variáveis climáticas para a microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis (SP).	57
Tabela 3. Características fisiográficas e hidrológicas da microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis (SP).....	57
Tabela 4. Características fisiográficas e aspectos quantitativos dos recursos hídricos para a sub-bacia 1.....	59
Tabela 5. Características fisiográficas e atributos quantitativos dos recursos hídricos para a sub-bacia 2.....	61
Tabela 6. Características do efluente da estação de tratamento de esgoto da SABESP do município de Marinópolis - SP e da qualidade da água a montante e a jusante do tratamento.	62
Tabela 7. Monitoramento da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgoto da SABESP do município de Marinópolis - SP e da qualidade da água 500 m a jusante do lançamento.	62
Tabela 8. Características fisiográficas e hidrológicas para a sub-bacia 3.	63
Tabela 9. Características fisiográficas e hidrológicas para a sub-bacia 4.	64
Tabela 10. Balanço hídrico seqüencial durante o período avaliado.	66
Tabela 11. Valores acumulados de precipitação e evapotranspiração entre os intervalos de avaliação.	73
Tabela 12. Coeficientes de cultura (kc) adotados para o balanço hídrico espacial e temporal.....	74
Tabela 13. Coeficientes de escoamento superficial.	76
Tabela 14. Equações de intensidade de precipitação para as sub-bacias avaliadas....	77
Tabela 15. Valores adotados para os fator C.	80
Tabela 16. Valores adotados para o fator P em função da condição de conservação do solo e declividades (S).	80
Tabela 17. Classes de interpretação para a expectativa de perda de solo.	82
Tabela 18. Síntese das metodologias e dos equipamentos empregados nas análises dos parâmetros de qualidade de água avaliados.	91
Tabela 19. Atributos avaliados e limites estabelecidos para a classificação da qualidade de água para a irrigação.....	92
Tabela 20. Classificação das correlações de acordo com o coeficiente de correlação.	93
Tabela 21. Análise exploratória das variáveis climáticas.....	104
Tabela 22. Análise exploratória dos valores de aporte de sedimentos.....	115

Tabela 23. Análise exploratória das vazões específicas (Q_{esp}) observadas nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco (dados de 2006 e 2007).	120
Tabela 24. Análise exploratória das descargas sólidas totais específicas observadas nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco (dados de 2006 e 2007).	123
Tabela 25. Análise exploratória da temperatura da água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	127
Tabela 26. Análise exploratória da turbidez da água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	130
Tabela 27. Análise exploratória dos sólidos (suspensos e dissolvidos) na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	133
Tabela 28. Análise exploratória dos sólidos totais na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	135
Tabela 29. Análise exploratória do pH da água observada nas sub-bacias, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco.....	138
Tabela 30. Análise exploratória da condutividade elétrica na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.	142
Tabela 31. Análise exploratória do ferro total na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	145
Tabela 32. Análise exploratória do cálcio na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	148
Tabela 33. Análise exploratória do magnésio na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	151
Tabela 34. Análise exploratória de dureza total na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	154
Tabela 35. Análise exploratória de oxigênio dissolvido na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.	157
Tabela 36. Análise exploratória de coliforme fecais na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	161
Tabela 37. Análise exploratória de coliforme totais na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.....	164
Tabela 38. Análise de regressão linear de alguns atributos hídricos com a área de matas.....	185
Tabela 39. Análise exploratória da vazão específica e alguns atributos de qualidade de água.	185
Tabela 40. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de dano a sistemas de irrigação localizada.....	192
Tabela 41. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de salinização e redução da infiltração de água no solo.	193
Tabela 42. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de contaminação dos alimentos por microorganismos patogênicos.	193

Tabela 43. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de contaminação dos alimentos por elementos químicos.	194
Tabela 44. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de toxidez as plantas por elementos traços.	195
Tabela 45. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de toxidez iônica e de redução da resistência da planta.	195
Tabela 46. Número mínimo calculado de amostragens para caracterizar a qualidade da água para a irrigação em córregos.	198
Tabela 47. Classificação da qualidade da água para a irrigação.	199
Tabela 48. Recomendações para a seleção de sistemas de filtragem para sistemas de irrigação localizada.	213

PLANEJAMENTO INTEGRADO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA MICROBACIA DO CÓRREGO TRÊS BARRAS NO MUNICÍPIO DE MARINÓPOLIS - SP

Autor: Luiz Sergio Vanzela

Orientador: Prof. Dr. Fernando Braz Tangerino Hernandez

RESUMO

A microbacia do córrego Três Barras, localizada no município de Marinópolis, SP, apresenta disponibilidade de água crítica e problemas de qualidade de água para a irrigação das videiras, sendo esta, a principal atividade econômica do município. Com base no exposto, o objetivo deste trabalho foi apresentar propostas de planejamento integrado dos recursos hídricos para a irrigação na microbacia do Córrego Três Barras. Para isto, foi realizado o levantamento do clima, da atual condição dos recursos naturais (solos e recursos hídricos) e de seus usos, além das áreas irrigadas. Os resultados evidenciaram que os solos não estão sendo utilizados sustentavelmente, a disponibilidade de água do manancial para a irrigação foi crítica durante alguns períodos do ano, porque a demanda de água supera a disponibilidade, e a qualidade da água para a irrigação foi inadequada durante todo o ano devido a poluição difusa (ocasionada pelo transporte de sedimentos) e a poluição pontual (lançamento de efluente de esgoto). As propostas para aumentar a disponibilidade e melhorar a qualidade da água para a irrigação foram: elaboração de critério para a implantação de novas áreas irrigadas, reflorestamento das áreas de preservação permanente, retificação do leito original do manancial, conservação do solo, implantação de programas de manejo da irrigação, elaboração e manutenção de banco de dados relacional da microbacia, elaboração de uma classificação padronizada da qualidade da água para a irrigação visando a orientação sobre a utilização de sistemas de tratamento ou filtragem.

Palavras-chave: sistemas de informação geográfica, assoreamento, uso da água

WATER RESSOURCES INTEGRATE PLANNING IN WATERSHED OF THE CREEK TRÊS BARRAS (MARINÓPOLIS, COUNTY, SÃO PAULO STATE, BRAZIL)

ABSTRACT

The Brazil's economic development in last decades was characterized by inadequate assessment of the watershed, with to increase use of the natural resources. The watershed of the creek Três Barras (Marinópolis County, São Paulo State, Brazil) present critical water availability and problems of water quality to grape's irrigation, it's the main economics activity of the county. The goal of this study was to present proposals for integrated planning of water resources for irrigation in the watershed. For this, was realized the raising weather characterized, the condition of natural resources (land and water) and its uses, beyond of the irrigation farmers. The results showed that the soils are not being used sustainably, the availability of water for irrigation has been critical during some periods of the year and the quality of water for irrigation has been inadequate throughout the year due to diffuse pollution (caused by the transport of sediment) and point source pollution (launch of sewage effluent). The proposals to increase the availability and improve the quality of water for irrigation were drafting criteria for the deployment of new irrigated areas, reforestation of the areas of permanent preservation, soil conservation, implementation of the irrigation management programs, establishment and maintenance of watershed's relational database, implementation of water reservoirs (for expansion of new irrigated areas), developing a standardized classification of water quality for irrigation seeking guidance on the use of treatment or filtration systems.

Key-words: geographic information systems, silting, water demand

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico do Brasil nas últimas décadas, seja nas áreas urbanas ou rurais, foi caracterizado pelo planejamento inadequado das bacias hidrográficas, com uma pressão cada vez maior sobre os recursos naturais.

No meio rural, as principais causas de degradação das microbacias são: desmatamento das áreas de preservação permanente, deficiente conservação do solo, utilização indiscriminada de fertilizantes e defensivos agrícolas e a falta de planejamento no uso dos recursos hídricos.

A agricultura convencional, ainda praticada na região Noroeste do Estado de São Paulo, tem se caracterizado por utilizar os solos de maneira intensiva e sem o devido cuidado com sua conservação, bem como das matas ciliares, resultando na maioria das vezes, em degradação das microbacias hidrográficas, caracterizadas principalmente pelo assoreamento e a deterioração da qualidade da água dos mananciais, reduzindo seu potencial quantitativo e qualitativo de uso para a irrigação. Outro problema é o despejo de efluentes urbanos nos mananciais, que provocam aumento expressivo da concentração de material sólido (orgânico e inorgânico) e de coliformes, reduzindo o oxigênio dissolvido na água prejudicando além da biodiversidade aquática, a qualidade de água para os usos múltiplos.

A degradação dos mananciais, principalmente em municípios rurais, pode afetar o desenvolvimento sócio-econômico pois algumas atividades agrícolas, como é o caso da irrigação, necessitam de água em quantidade e qualidade para a produção de alimentos e geração de renda e emprego. Especificamente o município de Marinópolis, SP, tem como principal fonte de renda a agricultura, que é extremamente dependente dos recursos hídricos superficiais da microbacia do córrego Três Barras. A importância dessa atividade para a região pode ser claramente verificada pelo valor total da produção de uva na safra 2007, responsável por 10,1% (R\$ 39.146.910) do valor total

da produção agrícola do Escritório de Desenvolvimento Regional de Jales, do qual o município faz parte.

Na foz da microbacia do córrego Três Barras, 33,3% das vazões monitoradas mensalmente foram inferiores a 50% da vazão mínima de sete dias consecutivos e período de retorno de dez anos (VANZELA, 2004, 91p.). Nestes casos, de acordo com o Artigo 14 da Lei 9.034 (27/12/1994) do Plano Estadual dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, a microbacia deverá ser considerada crítica e haverá gerenciamento especial que levará em conta:

I - o monitoramento da quantidade e da qualidade dos recursos hídricos, de forma a permitir previsões que orientem o racionamento ou medidas especiais de controle de derivações de águas e de lançamento de efluentes;

II - a constituição de comissões de usuários, supervisionadas pelas entidades estaduais de gestão dos recursos hídricos, para o estabelecimento, em comum acordo, de regras de operação das captações e lançamentos;

III - a obrigatoriedade de implantação, pelos usuários, de programas de racionalização do uso de recursos hídricos, com metas estabelecidas pelos atos de outorga.

Neste contexto, o planejamento integrado dos recursos hídricos é fundamental para o desenvolvimento econômico sustentável nesta microbacia hidrográfica, pois a água em quantidade e qualidade é um bem cada vez mais escasso e indispensável a qualquer atividade econômica. Mas antes de qualquer planejamento dos recursos hídricos em microbacias hidrográficas é essencial realizar um completo diagnóstico ambiental da atual situação dos recursos naturais solo e água e de seus usos múltiplos.

O diagnóstico dos recursos naturais solo e água e seus usos múltiplos na microbacia hidrográfica, envolvem os conhecimentos de geologia, pedologia, relevo, uso e ocupação dos solos, monitoramento da disponibilidade e qualidade da água, além do monitoramento das áreas irrigadas quanto ao consumo de água. Outro fator importante no planejamento é a caracterização do clima, principalmente o regime pluviométrico, a evapotranspiração de referência e o balanço hídrico.

Assim, este trabalho tem como objetivo realizar um completo diagnóstico da atual situação dos recursos naturais e seus usos múltiplos e, com isso, apresentar propostas para o planejamento integrado dos recursos hídricos com foco especial na atividade de irrigação na microbacia hidrográfica do córrego Três Barras, município de Marinópolis, SP.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Bacias Hidrográficas

A água do planeta, elemento essencial a vida, está em constante movimento, alternando-se por diversos habitat's e sob diferentes estados físicos, sendo este processo conhecido como ciclo hidrológico. A água está distribuída no globo terrestre, sendo 2,5% de água doce e 97,5% de água salgada. Da água doce, 0,3% estão armazenados nos lagos e rios de água doce, 30,8% nos aquíferos e na umidade do solo e 68,9% nos pólos e águas congeladas permanentemente (SHIKLOMANOV, 1999).

Uma bacia hidrográfica pode ser entendida como uma área onde a precipitação é coletada e conduzida para seu sistema de drenagem natural, isto é, uma área composta de um inter-relacionado sistema de drenagem natural onde o movimento de água superficial inclui todos os usos da água e do solo existentes na localidade (RAMOS et al, 1989, 404p.).

Sendo assim, uma bacia hidrográfica pode ser considerada um ecossistema dinâmico, onde sua formação ao longo do tempo envolve aspectos relativos ao ciclo hidrológico (evaporação, evapotranspiração, condensação, percolação profunda, escoamento superficial, subterrâneos e fluvial, etc), ao processo de formação dos solos e transformações de seus materiais de origem (rochas), a evolução da biodiversidade (animais e plantas) e até a ocupação antrópica (relativos as ocupações dos solos). Pruski (2003, p. 11) divide os fatores que influenciam no escoamento superficial em agroclimáticos (cobertura e os tipos de uso do solo e evapotranspiração) e fisiográficos (forma, área, tipo de solo, topografia, rede de drenagem e obras hidráulicas).

A dinâmica da água em uma bacia é definida de acordo com as características físicas da mesma e com o clima predominante, e por isso essas são informações imprescindíveis em qualquer estudo hidrológico. A declividade, os tipos de solos, suas

ocupações e a geologia, determinarão a capacidade de armazenamento no solo, taxa de infiltração e a recarga subterrânea, influenciando diretamente os escoamentos superficial e subterrâneo da bacia.

As características físicas mais utilizadas nos estudos hidrológicos são as características fisiográficas da bacia, que são aquelas que podem ser obtidas através de mapas, fotografias aéreas e imagens de satélite, como áreas, comprimentos, declividades e coberturas de solo (TUCCI, 1993, 943p.), sendo que para a perfeita caracterização da bacia é fundamental um levantamento detalhado das seguintes características topográficas: área e forma, densidade da rede de drenagem, comprimento da bacia e do canal principal e a declividade (GOLDENFUN, 2003, p.3-13). Porém outras características físicas indispensáveis, como tipo de solo e outras informações importantes para o gerenciamento da bacia, como atividades econômicas e características sociais, só podem ser obtidas por levantamentos de campo.

O clima é o elemento que fornece a energia para o sistema pela radiação solar, exercendo influencia direta na evaporação, evapotranspiração e precipitação, definindo assim, as oscilações da vazão na foz da bacia com o decorrer do ano. A precipitação e a evapotranspiração constituem-se nos principais parâmetros de entrada e saída, respectivamente, de água no balanço hídrico das bacias hidrográficas (MENDONÇA, 2003, p.165-168).

De acordo com Cunha e Guerra (2003, p.353), sob o ponto de vista do auto-ajuste pode-se deduzir que as bacias hidrográficas integram uma visão conjunta do comportamento das condições naturais e das atividades humanas nelas desenvolvidas uma vez que mudanças em qualquer dessas unidades podem gerar alterações, efeitos e/ou impactos a jusante e nos fluxos energéticos de saída (descarga, cargas sólidas e dissolvida). Por isso, o estudo do ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica deve ser realizado quantificando-se as entradas e saídas de água do sistema, considerando-se as perdas que ocorrem no decorrer do percurso, até o exutório. As principais entradas de água são representadas pelas precipitações, as saídas pela vazão no talvegue e as perdas são decorrentes da evaporação, evapotranspiração, percolação e a retirada artificial (irrigação, indústria, etc).

Para Righetto (1998, p.5), qualquer sistema hidrológico pode ser analisado pelas entradas de água (vazões afluentes, Q_a) e saídas de água (vazões efluentes, Q_e) através de algum processo físico determinístico ou probabilístico, expresso matematicamente por uma ou mais funções de transferência. Sendo assim, a

transformação de chuva em vazão pode ser obtida por meio de modelos determinísticos e probabilísticos, que representam os fenômenos e/ou os processos que ocorrem na realidade.

Dependendo do modelo escolhido para a análise hidrológica, existe a necessidade de mão de obra capacitada e uma infra-estrutura de estações meteorológicas e fluviométricas, o que na maioria das vezes é a principal barreira na obtenção de dados hidrometeorológicos. Quando isso não é possível, devem-se buscar alternativas de se obter dados necessários e confiáveis para o estudo desejado.

Nesses casos a regionalização de vazões é uma boa alternativa, pois permite obter informações hidrológicas em locais com pouca ou nenhuma informação. Atualmente o Estado de São Paulo dispõe de uma rede de monitoramento conhecida como Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA, 2000), capaz de fornecer dados hidrológicos por meio da regionalização hidrológica para qualquer local do Estado.

No entanto, independente do modelo utilizado na análise hidrológica, os novos conceitos de gerenciamento dos recursos hídricos devem partir do princípio de que a bacia hidrográfica é a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 1997), pois a disponibilidade e a qualidade da água na saída da bacia será o reflexo de como os recursos naturais de água e solo estão sendo utilizados dentro da mesma.

Com isso, para que ocorra o avanço no sistema de planejamento e gerenciamento das águas, segundo Tundisi (2003, p.107), devem se considerar processos conceituais (a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento e a integração econômica e social), processos tecnológicos (o uso adequado de tecnologias de proteção, conservação, recuperação e tratamento) e processos institucionais (a integração institucional em uma unidade fisiográfica, a bacia hidrográfica, é fundamental).

2.2. Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos para a Irrigação

2.2.1. Geoprocessamento no Gerenciamento de Recursos Hídricos

Atualmente, por ser uma ferramenta de diversas aplicações, o geoprocessamento tem sido considerado um recurso tecnológico muito importante para o auxílio à pesquisa e na implantação de projetos em diversas áreas, seja na solução de problemas urbanos ou ambientais.

O geoprocessamento tem por objetivo representar e estabelecer correlações entre os fatores que compõe a realidade sejam estes fatores físicos ou não, por meio do armazenamento e processamento de informações geográficas relativas a essa realidade. Para isto, utiliza técnicas matemáticas e computacionais no tratamento de informações geográficas, com o auxílio de instrumentos computacionais chamados de Sistemas de Informação Geográficas (SIG's), que permitem a realização de análises complexas ao integrar dados de diversas fontes por meio bancos de dados georreferenciados (CÂMARA; MEDEIROS, 1998, p.3-11).

A análise de problemas do “Mundo Real” (Ambiente, Realidade) é realizada pelo entendimento de processos físicos, econômicos e/ou sociais que interagem no mesmo. Estes processos são então simulados por modelos no propósito de se verificar cenários, estratégias de planejamento e desenvolvimento de regiões (MENDES; CIRILO, 2001, 533p.).

O primeiro passo é a obtenção das informações referentes aos diferentes fenômenos e/ou processos que ocorrem, que são representados fisicamente por conjunto de dados adquiridos ou determinados chamados de banco de dados. Neste sentido, em qualquer projeto dentro de um SIG, a modelagem dos dados é um aspecto fundamental, pois descreve como a realidade geográfica será representada no computador (CÂMARA; MEDEIROS, 1998, p.3-11).

Para a implementação de sistemas de informações geográficas, a modelagem de dados deve passar por diferentes níveis classificados como: percepção, conceitual, lógico e físico. A percepção é a etapa de definição das informações de interesse, sendo que essa informação a ser coletada depende de cada área de interesse; o modelo conceitual define as entidades espaciais e suas relações; o modelo lógico é a etapa de construção do banco de dados; e por fim o modelo físico é a etapa de organização de

estruturas de arquivos, tamanhos e formas de acesso (MENDES; CIRILO, 2001, 533p.).

Quando os modelos de dados estão associados a características geográficas, isto é, quando as informações adquiridas ou determinadas possuem uma localização geográfica definida, esses modelos são chamados de modelos espaciais. Assim, a modelagem espacial é o meio pelo qual procura-se representar o ambiente real, armazenando e correlacionando informações referentes aos fenômenos ou processos que variam no tempo e espaço, a fim de auxiliar o entendimento de qualquer relação de causa e efeito que ocorra na realidade.

Com o advento da necessidade de compreender os problemas ambientais e de gerenciar os recursos hídricos, a possibilidade de integrar a modelagem hidrológica e de qualidade de água com SIG's tem sido nos últimos anos um grande desafio para o geoprocessamento. Dentro dos diferentes usos de SIG's em hidrologia, Ávila et al (2003), relatam as seguintes aplicações: caracterização dos solos em microbacias hidrográficas, caracterização da precipitação pluviométrica, determinação da disponibilidade hídrica, determinação da evapotranspiração real e mapeamento da rede de drenagem.

A tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos envolve a integração de vários fatores de ordem técnica, social e econômica, sendo imprescindível a sua compreensão. Neste sentido os SIG's são indispensáveis, pois a sua integração com os modelos hidrológicos permitem a realização de um grande número de operações (MACHADO, 2002, 166p.).

A ocupação antrópica das bacias hidrográficas é distribuída espacialmente e os impactos sobre os recursos naturais evoluem com o tempo. Sendo assim, a dinâmica das interações que ocorrem entre todos os fatores envolvidos nesse sistema possuem variabilidade espacial e temporal. Devido a essa heterogeneidade temporal e espacial das variáveis ambientais (classe de solo, vegetação, topografia, clima, etc.) e sócio-econômicas (população, tipos de atividades agrícolas, número de indústrias, etc.), surge a necessidade de se desenvolver metodologias baseadas no pressuposto de que a vazão do rio reflete uma resposta que integraliza todas as ações que ocorrem a montante do ponto de análise, tanto em termos qualitativos como quantitativos (MENDES et al, 1999, citado por MENDES; CIRILO, 2001, 533p.).

Atualmente, existem diversos programas computacionais de domínio público, que realizam a modelagem hidrológica e de qualidade de água, em ambiente de SIG's

(CUNDERLIK et al, 2003, 38p.), sendo importantes ferramentas para o entendimento e tomada de decisões sobre problemas relacionados aos recursos hídricos. Esses programas permitem obter diferentes respostas sobre os recursos hídricos, por meio de simulações de diferentes ocupações, manejos e utilização dos recursos de água e solo das bacias, auxiliando na previsão de uma ocupação sustentável e implantação de projetos que visem a recuperação dos recursos naturais.

Outra característica importante dos SIG's é essencial para o gerenciamento dos recursos hídricos é o armazenamento das informações hidrometeorológicas e de qualidade de água em banco de dados georreferenciados vinculados a sistemas de gerenciamento de banco de dados. Esses bancos de dados georreferenciados podem ser constituídos de dados espaciais obtidos por mapas, fotogrametria e/ou imagens de satélite e/ou de dados cadastrais, que são informações referentes aos dados espaciais georreferenciados, mas que não aparecem fisicamente nos mapas.

O domínio público das informações hidrometeorológicas é de grande importância para o gerenciamento dos recursos hídricos, seja para entidades públicas ou privadas. Vários exemplos de sistemas de gerenciamento de banco de dados de recursos hídricos de domínio público auxiliam na obtenção de informações hidrometeorológicas no Brasil dentre os quais pode-se citar o SIGRH - Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo desenvolvido pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica e o HidroWeb - Sistema de Informações Hidrológicas desenvolvido pela Agencia Nacional de Águas.

A integração das bases cartográficas digitais é fundamental para se reduzir o tempo e o custo de estruturação da informação hidrológica em SIG's confiáveis e de fácil acesso. Deve-se sempre levar em conta que na era de Internet, da democracia e do mercado, o valor estratégico da informação está em sua disponibilização sem restrição à sociedade, para que esta possa avaliar com clareza e indicar aos representantes dos seus interesses no processo de gestão de recursos hídricos (ÁVILA et al, 2003).

2.2.2. Clima

Dentre os principais fatores atuantes na disponibilidade de água dos mananciais bem como na disponibilidade de água no solo nas bacias hidrográficas, destaca-se o clima. As principais variáveis climáticas atuantes nos processos hidrológicos e de

planejamento dos perímetros irrigados nas bacias hidrográficas são a precipitação e a evapotranspiração.

De acordo com Frizzone et al (2005, p.411), a agricultura apresenta grande dependência das condições climáticas, notadamente da precipitação. Por isso, é fundamental estudar-se a influência de suas variações sobre as diferentes estratégias de uso do sistema agrícola, de modo a apresentar subsídios para o processo de tomada de decisão e otimizar o planejamento das atividades agrícolas.

Uma maneira de caracterizar o clima nas bacias hidrográficas, agregando a precipitação e a evapotranspiração, pode ser pela elaboração do balanço hídrico climatológico. Para Sentelhas e Angelocci (2007), a disponibilidade de água pode ser caracterizada pelo balanço hídrico climatológico normal, que permite verificar a variação sazonal das condições do balanço hídrico ao longo de um ano médio (cíclico), ou seja, dos períodos com deficiências e excedentes hídricos. Essas informações são de cunho climático e, portanto, auxiliam no planejamento agrícola. Já o balanço hídrico climatológico seqüencial fornece a caracterização e variação sazonal das condições do balanço hídrico (deficiências e excedentes) ao longo do período em questão. Essas informações são de grande importância para as tomadas de decisão.

Assim, como a irrigação depende da qualidade e disponibilidade da água dos mananciais e da disponibilidade de água no solo das bacias hidrográficas, todos os processos envolvidos nos diagnósticos dos problemas ambientais bem como nas propostas de planejamento integrado dos recursos hídricos, devem considerar o balanço hídrico climatológico como a referência temporal para o planejamento. Isto porque cada período definido pelo balanço hídrico climatológico (deficiências e excedentes) poderá ter maior ou menor disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos e maior ou menor necessidade de irrigação, exigindo, com isso, diferentes ações com relação ao planejamento dos recursos hídricos.

Uma característica dos recursos hídricos é a grande variabilidade espacial de suas propriedades (MENDES; CIRILO, 2001, 533p.). Na bacia hidrográfica, os fatores que possuem alta variabilidade espacial em pequena escala e que influenciam o balanço hídrico são os relacionados com a capacidade de armazenamento de água no solo e demanda de água (tipo de cultura ou cobertura do solo). Em uma escala maior, também possuem variabilidade espacial a precipitação e a evapotranspiração potencial. Com isso, quando o balanço hídrico climatológico da cultura é considerado na escala da bacia hidrográfica, ou seja, quando existe variabilidade espacial de seus

componentes em pequenas distâncias, então, a variabilidade espacial da disponibilidade de água no solo também deve ser considerada no planejamento integrado dos recursos hídricos.

2.2.2.1. Precipitação

As características das precipitações mais importantes na bacia hidrográfica são: tipos de precipitação, intensidade da chuva, duração da chuva e distribuição da chuva (UEHARA, 2006, p.43-70).

Os tipos de precipitação podem ser frontais (provocadas pelas frentes frias ou quentes e abrangem grandes áreas e de duração longa), convectivas (de alta intensidade e curta duração) e orográficas (provocadas pelas barreiras e montanhas que forçam movimentos ascendentes de ar quente e úmido que sopra do oceano para o continente) (UEHARA, 2006, p.43-70).

De acordo com Pruski et al (2003, p.19), a intensidade da chuva pode ser obtida pela equação que relaciona a intensidade, duração e frequência de precipitação para a localidade de interesse, pela seguinte expressão

$$i = \frac{K \cdot T^a}{(t + b)^c} \dots\dots(1)$$

sendo:

i - intensidade máxima média de precipitação (mm h⁻¹);

T - período de retorno (anos);

t - duração da precipitação (h);

K, a, b e c - parâmetros relativos a localidade.

Outro dado importante é a lâmina média precipitada na bacia, que de acordo com Uehara (2006, p.58), pode ser utilizada no cálculo do balanço hídrico de uma bacia hidrográfica. Os métodos de determinação da precipitação média são: média aritmética, método de Thiessen, método das isoetas e o método ponderado com base nas características da bacia.

No que se refere a caracterização climática utilizando balanço hídrico climatológico os dados de interesse são os dados históricos mensais, no caso do

balanço hídrico climatológico normal, e os dados de determinado período, no caso do balanço hídrico climatológico seqüencial (SENTELHAS; ANGELOCCI, 2007).

Os instrumentos que medem a precipitação variam de acordo com a sua finalidade. Os pluviômetros são indicados somente quando a medida de interesse for o total precipitado. Já o pluviógrafo, além do total precipitado, também registra as durações e horário das precipitação e, por isso, são utilizados para determinar a intensidade das chuvas. E ainda existem os sensores automatizados, onde é possível programar o intervalo de registro desejado para a determinação da intensidade de precipitação.

2.2.2.2. Evapotranspiração

Outra informação climática imprescindível no planejamento integrado dos recursos hídricos é a evapotranspiração, pois além de estar envolvida nos processos hidrológicos (PRUSKI et al, 2003, 87p.) é necessária na determinação das demandas hídricas da irrigação (MANTOVANI et al, 2006, 318p.).

No entanto, o termo evapotranspiração de referência E_{To} , de acordo com Doorenbos e Kassam (1994, 306p.), representa a taxa evapotranspirada de uma área extensa coberta por uma grama verde pequena de 8 a 15 cm de altura, em ativo crescimento, sombreando completamente o terreno e sem escassez de água.

A evapotranspiração de referência depende de fatores climáticos como: temperatura do ar, umidade relativa do ar, radiação solar, velocidade do vento, chuva e pressão de vapor, como principais variáveis (MEDEIROS, 1998, p.105-109.).

Dentre os estudos de que necessitam da disponibilidade de dados climáticos, os que visam estimativa da evapotranspiração são de extrema importância, especialmente para a irrigação. Segundo Alves Sobrinho et al. (1998, p.32-34), o conhecimento da água evapotranspirada pelo sistema solo-água-planta-atmosfera é de grande importância, pois se trata de um parâmetro de referência quando da realização de balanço hídrico, dimensionamento e manejo da irrigação.

Os métodos de estimativa da evapotranspiração estão divididos em métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos estimam a evapotranspiração potencial diretamente por meio de lisímetros, balanço hídrico e controle de umidade no solo (BURMAN et al., 1983, p.189-232). No entanto, são métodos difíceis e onerosos, pois

exigem equipamentos e instalações especiais e os instrumentos são de alto custo, justificando-se apenas em condições experimentais (PEREIRA et al., 1997, 183p.).

Os métodos indiretos estimam a evapotranspiração em função da evapotranspiração de referência (ET_o) e do coeficiente da cultura (k_c). Estes métodos, no entanto, necessitam do conhecimento das variáveis climáticas para a aplicação em modelos matemáticos. Esses modelos podem ser simples, como os baseados na temperatura como os de THORNTHWAITE em 1948 e HARGREAVES e SAMANI em 1985 (PEREIRA et al., 2002, 487p.), até os mais complexos que envolvem o balanço de energia como o de Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998, 297p.).

Após rigorosas avaliações, Allen et al. (1998, 297p.) verificaram que o método de Penman-Monteith modificado pela FAO, era o que apresentava melhores estimativas nos diferentes tipos de climas testados, sendo por isso, desde então, recomendado como o método indireto padrão para a estimativa da evapotranspiração de referência.

2.2.3. Recursos Naturais nas Bacias Hidrográficas

2.2.3.1. Recursos de Solos

O conhecimento das características dos solos de uma bacia hidrográfica é imprescindível no planejamento integrado dos recursos hídricos, pois é um meio que, integrado com os seus usos, influencia a qualidade e a disponibilidade de água em um manancial. Isto porque no escoamento superficial, a água precipitada dissolve os constituintes minerais das rochas e os orgânicos dos solos ou se enriquece com substâncias dissolvidas e materiais em suspensão (MESTRINHO, 2006, 502p.), podendo proporcionar, com isso, alteração na qualidade da água.

O uso inadequado dos solos pode provocar aumentos consideráveis nas perdas de solos por erosão (ARAÚJO et al, 2007, 320p.). O aporte de sedimentos para o manancial provoca o aumento da concentração de sólidos e da descarga sólida dos mananciais, e com o tempo, o assoreamento, que além modificar ou deteriorar a qualidade da água, a fauna e a flora (CARVALHO et al, 2000, 132p.), provoca o decréscimo da velocidade da água (CURI et al, 1993, 89p.), resultando, também, em redução da disponibilidade hídrica.

O principal fator condicionante destes processos se deve ao desenvolvimento econômico do meio rural brasileiro nas últimas décadas ser caracterizada pela falta de planejamento no que diz respeito ao uso sustentável dos recursos naturais água e solo. Estudos indicam que para cada quilograma de grão produzido, o país perde entre 6 a 10 quilogramas de solo por erosão (SANTOS et al, 2001, 327p.), com prejuízos estimados em 13 bilhões de reais por ano (IRRIGAÇÃO E TECNOLOGIA MODERNA, 2003, p.52-53). Nas condições de parcela padrão (BERTONI, 1999, 355p.) e considerando a produtividade média de grãos no Brasil (INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC, 1998, 396p.), a perda média é de 7 quilogramas de solo por quilograma de grão produzido, que comparado com a situação anterior, evidencia os altos valores de solos perdidos por erosão.

No entanto, outros fatores contribuem com este cenário. No Estado de São Paulo, por exemplo, 83% dos municípios são considerados de média a alta susceptibilidade a erosão (SÃO PAULO, 2006, 498p.). Este fato se deve a maioria dos solos serem constituídas de ARGISSOLOS (OLIVEIRA et. al ,1999, 64p.), que além de possuírem alta erodibilidade, são manejados com inadequadamente em relação a conservação do solo e a baixa cobertura de vegetação nativa ainda preservada de 13,9% do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2006, 498p.).

A importância da vegetação nativa, especialmente as matas ciliares, já foi evidenciada por vários autores (LIMA; ZAKIA, 2000, p.33-44), que têm demonstrado a sua eficiência em reter nutrientes, herbicidas e sedimentos decorrentes do processo de erosão, evitando que os mesmos cheguem ao leito do manancial. Isto porque a cobertura do solo é um fator decisivo no transporte de sedimentos para o leito do manancial, como verificado por Silva et al, (2005, p.409-419). Segundo os mesmos autores, o efeito da cobertura do solo sobre as perdas de água e solo, pode ser explicado pela ação que a cobertura do solo tem em dissipar a energia cinética do impacto direto das gotas da chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação inicial das partículas de solo e, conseqüentemente, a concentração de sedimentos na enxurrada. Além disso, a cobertura do solo representa um obstáculo mecânico ao livre escoamento superficial da água, ocasionando diminuição da velocidade e da capacidade de desagregação e transporte de sedimentos.

Com isso, o conhecimento da atual cobertura dos solos de uma bacia hidrográfica é importante, pois de acordo com Campanha e Eid (2003, p.493-506), as mudanças no uso e ocupação dos solos, principalmente decorrentes de atividades

antrópicas, tais como desmatamento, reflorestamento e urbanização, entre outras, têm impactos consideráveis sobre o comportamento hidrológico da bacia hidrográfica e, em particular, no que se refere à geração de escoamento superficial. Para Tucci (2003, p.122) um dos motivos para que ocorra alterações da vazão média de um rio é a alteração no uso do solo da bacia.

Além disso, de acordo com Araújo et al (2007, p. 24), a perda da camada superficial de solo reduz sua fertilidade porque: (a) conforme o solo se torna mais denso e fino, fica menos penetrável às raízes e pode se tornar superficial demais a elas; (b) reduz a capacidade de o solo reter água e torná-la disponível as plantas, e (c) os nutrientes para as plantas são lavados com as partículas de solo erodidas. Sendo assim, o conhecimento da perda de solo, como subsídio para o diagnóstico das condições de uso do solo nas microbacias, é de extrema importância para o planejamento integrado dos recursos hídricos, já que pode alterar não só a condição dos recursos hídricos, mas também a capacidade de água disponível às plantas.

Uma maneira de se determinar a perda de solo e também o aporte de sedimentos é um modelo denominado Equação Universal de Perda de Solo Modificada (EUPS-m, do inglês Modified Universal Soil Loss Equation - MUSLE). De acordo com Silva et al (2003, p. 76) seu objetivo é prever o aporte de sedimentos da bacia hidrográfica, sendo os fatores do modelo os mesmos da EUPS (Equação Universal de Perda de Solo) com exceção do fator R (erosividade das chuvas), o qual foi substituído por fatores que contemplam os processos hidrológicos da bacia, conforme a equação:

$$Y = 89,6 \cdot (Q \cdot q_p)^{0,56} \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \dots\dots(2)$$

sendo:

Y - aporte de sedimentos em determinado exultório da bacia (t);

Q - volume de escoamento superficial (m³);

q_p - vazão de pico (m³ s⁻¹);

K, LS, C e P - fatores da Equação Universal de Perda de Solo.

Segundo Campanha e Eid (2003, p. 507) sob o ponto de vista da gestão da bacia hidrográfica, toda ação de planejamento visando o ordenamento territorial, e em consequência a atenuação ou eliminação de impactos decorrentes das alterações no

uso do solo, deve ser precedida de um diagnóstico ou monitoramento do uso e ocupação do solo.

Com isso, o conhecimento de todas as características inerentes aos solos, sejam elas naturais (tipo de solo, relevo, etc) ou antrópicas (uso e ocupação dos solos, práticas conservacionistas, etc), das bacias hidrográficas podem estar relacionados com a alteração na qualidade e disponibilidade de água dos mananciais bem como a disponibilidade de água no solo, o que poderá influenciar no planejamento integrado dos recursos hídricos.

2.2.3.2. Recursos Hídricos

Sabendo-se que as informações hidrológicas são fundamentais para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos (PAIVA, 2003, p.492) e considerando o uso da água para a irrigação, a caracterização da disponibilidade e qualidade de água para a irrigação é peça chave do planejamento.

2.2.3.2.1. Medição de Água para a Irrigação

O escoamento da água em pequenas correntes, córregos e rios é denominado na hidráulica como escoamento em condutos livres ou canais, podendo ser classificados como canais naturais (PORTO, 1999, 519p.). Na implantação de projetos de irrigação a primeira informação necessária é a quantidade de água disponível, ou seja, a disponibilidade hídrica da fonte de água (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA, 1990, 88p.). Além disso, o monitoramento das vazões também são importantes para explicar a qualidade da água, pois segundo Martinelli e Krusche (2004, p.264) a medida da descarga é um dos parâmetros mais importantes no estudo dos rios, pois influencia tanto parâmetros bióticos quanto abióticos.

A vazão ou descarga líquida pode ser definida como a quantidade de água que passa por uma seção (seção molhada no caso dos cursos d'água) dentro de um intervalo de tempo definido, envolvendo uma série de grandezas, como as geométricas (largura, profundidade, raio hidráulico, etc) e as referentes ao fluxo de água (velocidade média, regime de escoamento, etc). Em termos gerais, a descarga líquida dQ que

atravessa uma área infinitamente pequena dS pode ser escrita na seguinte forma, onde v é a velocidade do fluxo (TUCCI, 1993, 943p.):

$$dQ = v \cdot dS \dots\dots(3)$$

Existem diferentes métodos para se determinar a vazão de um curso d'água, sendo que para Bernardo (1995, p.141), o melhor método para cada condição dependerá do volume d'água a ser medido, das condições onde serão realizadas estas medidas e da precisão desejada.

De acordo com Santos et al (2001, p.120), os principais métodos de medição de vazão podem ser resumidos em: medição e integração da distribuição de velocidade, método acústico, método volumétrico, método químico, uso de dispositivos de geometria regular (vertedores e calhas Parshall) e medição com flutuadores.

Para pequenos cursos d'água e canais de condução de água, e se tratando de medição de água para a irrigação, os métodos mais recomendados são os do flutuador, molinetes, vertedores e calhas (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA, 1990, 88p.). Quando for possível derivar pequenas vazões em tubulações, o método volumétrico direto também é recomendado (BERNARDO, 1995, 657p.).

O método do flutuador se baseia na integração da distribuição de velocidade. A velocidade média do fluxo é determinada a partir do tempo gasto para que um objeto flutuante percorra uma distância conhecida. Sendo assim, a vazão é obtida da seguinte expressão:

$$Q = \frac{\Delta L}{\Delta t} \cdot S \dots\dots(4)$$

sendo:

ΔL - distância percorrida pelo flutuador (m);

Δt - tempo gasto para percorrer ΔL (s);

S - seção molhada (m^2).

Embora este método seja simples e necessite de poucos equipamentos, quando se quer precisão, o flutuador não é recomendável (FUNDAÇÃO CENTRO

TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA, 1990, 88p.), pois a velocidade da água não é homogênea ao longo de qualquer seção transversal ao canal e nem mesmos ao longo da profundidade (MARTINELLI; KRUSCHE, 2004, p.263-280). Segundo Porto (1999, p.226) a desuniformidade nos perfis de velocidades nos canais depende da forma geométrica da seção e é devida às tensões cisalhantes no fundo e paredes e à presença da superfície livre. Ainda de acordo com o mesmo autor a velocidade média em uma seção longitudinal é calculada, na prática, como sendo a média aritmética entre as velocidades pontuais a 0,2h e 0,8h, em que h é a profundidade da seção longitudinal, ou aproximadamente igual à velocidade pontual a 0,4h.

O método do molinete se baseia no mesmo princípio do flutuador, porém as grandezas são obtidas com maior precisão (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA, 1990, 88p.). Por este método determinam-se as velocidades do fluxo em diversas seções molhadas ao longo da largura do curso d' água. Finalmente a vazão total é determinada por:

$$Q = v_1 \cdot S_1 + v_2 \cdot S_2 + \dots + v_n \cdot S_n \dots\dots(5)$$

sendo:

Q - vazão do curso d'água ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

v_1 - velocidade do fluxo de água na seção molhada 1 (m s^{-1});

S_1 - área da seção 1 (m^2);

v_2 - velocidade do fluxo de água na seção molhada 2 (m s^{-1});

S_2 - área da seção 2 (m^2);

v_n - velocidade do fluxo de água na seção molhada n (m s^{-1});

S_n - área da seção n (m^2);

O levantamento da largura das diversas seções molhadas pode ser realizada facilmente com uma trena ou régua. A medida da profundidade dependerá do tamanho do curso d'água podendo ser realizada com trena ou régua, no caso de pequenos córregos, ou guinchos manuais com peso na ponta, que permite que o cabo de aço do guincho permaneça na posição vertical em relação à superfície da água (MARTINELLI; KRUSCHE, 2004, p.263-280).

A determinação da vazão por meio vertedores e calhas se baseia no princípio da relação cota-vazão, permitindo transformar diretamente o nível da água em vazão. Um

dos mais utilizados e mais precisos para medições de pequenas vazões é o vertedor triangular de soleira delgada de 90° (BERNARDO, 1995, 657p.), no qual a vazão é obtida da seguinte expressão:

$$Q = 1,42 \cdot H^{2,5} \dots\dots(6)$$

sendo:

Q - vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

H - altura do nível de água a montante do vertedor (m).

O método volumétrico direto consiste em determinar o tempo em que a água leva para encher um recipiente de volume conhecido, sendo a vazão obtida da razão entre o volume coletado pelo tempo decorrido. Embora tenha algumas limitações, principalmente com relação a quantidade de água a ser medida, este método tem uma ótima precisão (TUCCI, 1993, 943p.), sendo a vazão determinada pela seguinte expressão:

$$Q = \frac{V}{\Delta t} \dots\dots(7)$$

sendo:

Q - vazão (L s^{-1});

V - volume do recipiente (L);

Δt - tempo para encher o recipiente (s).

2.2.3.2.2. Transporte de Sedimentos

Nas bacias hidrográficas, paralelamente ao ciclo hidrológico, ocorre o ciclo hidrossedimentológico, que é totalmente dependente deste, pois envolve os processos de deslocamento, transporte e depósito de partículas sólidas presentes na superfície da bacia (TUCCI, 1993, 943p.). O ciclo hidrossedimentológico é um processo que ocorre naturalmente ao longo do tempo, podendo, no entanto, ser acelerado em consequência da ação antrópica, aumentando a produção de sedimentos de uma bacia.

Para Paiva (2003, p.313) o conhecimento da quantidade de sedimentos transportada pelos rios é de fundamental importância para o planejamento e aproveitamento dos recursos hídricos de uma região, uma vez que os danos causados dependem da quantidade e da natureza dos sedimentos, as quais, por sua vez, dependem dos processos de erosão, transporte e deposição.

Segundo Icold (1989), citado por Carvalho et al (2000, p.23), os principais fatores que afetam a produção de sedimentos na área de drenagem são: a precipitação (quantidade, duração e frequência), tipo de solo e formação geológica, cobertura do solo, uso do solo, topografia, natureza da rede de drenagem, escoamento superficial, características dos sedimentos e hidráulica dos canais.

Os principais problemas causados pelos sedimentos, de acordo com Paiva (2003, p.313), são: assoreamento de rios, diminuindo a sua navegabilidade e aumentando as possibilidades de enchentes; assoreamento dos reservatórios, diminuindo a sua vida útil ou provocando a necessidade de drenagens periódicas de alto custo; inviabilidade, em alguns casos, de aproveitamento do rio para abastecimento e até mesmo para a irrigação, dependendo da quantidade de sedimentos.

A quantidade de sólidos que passa pela seção transversal de um curso de água em um intervalo de tempo é denominada descarga sólida total. A descarga sólida total é composta por dois componentes principais: a descarga sólida em suspensão (sólidos dissolvidos e/ou de pequena granulometria que são transportados em suspensão na água) e a descarga sólida do leito (partículas de maior granulometria que são transportadas por arraste ou saltação no leito do curso d' água).

Para a determinação da descarga sólida em suspensão são necessários os conhecimentos da concentração de sólidos em suspensão e da vazão do curso d'água. A concentração de sólidos em suspensão pode ser determinada pelos métodos diretos, *in situ*, e indiretos. Nos métodos diretos, utilizam-se equipamentos que medem o volume direto de sedimentos. Na medição direta *in situ*, os equipamentos medem a concentração de sólidos ou a turbidez da água, que após calibração adequada, pode ser relacionada com a concentração de sólidos. Nos métodos indiretos, coletam-se amostras por ponto ou integrando-se a seção, para posterior determinação em laboratório.

A determinação da descarga sólida do leito é mais complexa, pois de acordo com Carvalho (1994, p.63), este tipo de sedimento não se move na mesma velocidade

que o sedimento em suspensão, sendo dependente de diversas grandezas como granulometria do material, velocidade da corrente, declividade do leito, força de atrito entre partículas, profundidade do curso d'água, dentre outros.

Esse tipo de descarga também pode ser medido por métodos diretos, *in situ* ou indiretos. Nos métodos diretos, a descarga sólida do leito é obtida por amostradores móveis colocados no leito, ou por meio de amostradores fixos, construídos no fundo do canal. Nos métodos indiretos, os mais conhecidos, utilizam-se equações que levam em consideração algumas grandezas relativas ao sedimento e ao fluxo de água (granulometria, velocidade do fluxo, profundidade do canal, etc).

Uma das equações mais utilizadas para determinar indiretamente a descarga sólida total é a equação de Colby (1957) (CARVALHO, 1994, p. 201):

$$Q_{st} = q_{sl} \cdot L \cdot K + 0,0864 \cdot C_s \cdot Q_l \dots\dots(8)$$

sendo:

Q_{st} - descarga sólida total ($t \, d^{-1}$);

$q_{sl} = 39 \cdot V^{3,36}$ - descarga sólida do leito por unidade de largura ($t \, d^{-1} \, m^{-1}$);

V - velocidade média do fluxo ($m \, s^{-1}$);

L - largura da seção (m);

$K = 1,18 \cdot \sqrt{C_s / C_r}$ - fator de correção;

C_s - concentração de sedimentos em suspensão ($mg \, L^{-1}$);

C_r - concentração relativa, obtida graficamente em função da velocidade do fluxo e profundidade da seção;

Q_l - vazão líquida ($m^3 \, s^{-1}$).

Com as informações sobre a descarga sólida total e conhecendo-se também a área de drenagem da bacia contribuinte, é possível estimar o coeficiente chamado produção específica líquida de sedimentos dentro de um intervalo de tempo, podendo se referir a um ano ou a valores médios de produção específica de vários anos (SILVA, et al, 2003, 140p.). A expressão matemática para a obtenção desse parâmetro é:

$$Ps = \frac{Ds}{A} \dots\dots(9)$$

sendo:

Ps - produção específica de sedimentos ($t \text{ ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$);

Ds - descarga sólida total ($t \text{ ano}^{-1}$);

A - área de drenagem da bacia contribuinte (km^2).

O conhecimento da descarga sólida dos mananciais é de extrema importância para a implantação de perímetros irrigados, tanto no que diz respeito a qualidade quanto a disponibilidade de água para a irrigação. Para Santos et al (2001, p.233), os mecanismos determinantes dos processos sedimentológicos fluviais estão relacionados as condições ecológicas reinantes nas bacias hidrográficas e, em muitos aspectos, podem derivar de ações antrópicas, causando entre outros, prejuízos relacionados ao assoreamento e a deterioração de sistemas de irrigação e de drenagem.

2.2.3.2.3. Qualidade da Água para Irrigação

Além de água em quantidade, a qualidade é um outro aspecto muito importante a se considerar na irrigação (AYERS; WESTCOT, 1984, 85p.), pois dependendo das seus atributos físicos, químicos e biológicos o seu uso pode se tornar limitado ou inviabilizado. Com isso, o conhecimento da qualidade da água é outro fator imprescindível para a adoção de propostas de planejamento integrado dos recursos hídricos para a irrigação.

Setti et al (2001, p. 42) afirmaram que uma análise completa da água natural indicaria a presença de mais de 50 constituintes nela dissolvidos ou em suspensão. Esses elementos, em geral, são sólidos dissolvidos ionizados, gases, compostos orgânicos, matéria em suspensão, incluindo microorganismos e matéria coloidal. No entanto, as variações quantitativas desses elementos em águas superficiais dependem do clima e da litologia da região, da vegetação circundante, do ecossistema aquático e da influência do homem, sendo este último o maior responsável pelas alterações na composição da água (PORTO et al, 1991, p.27-66).

Os constituintes da água, sejam de origem natural ou antrópica, conferem características qualitativas que podem influenciar o dimensionamento e escolha do tipo

de sistema de irrigação, a necessidade de filtragem (TOMPSON; KRIDER, 1983, citado por SOCCOL, 2003, 89p.), o tipo de cultura a ser irrigada (AYERS; WESTCOT, 1991, 218p.) e a necessidade ou não de um pré-tratamento da água (PESCOD, 1992).

Um dos principais problemas de qualidade de água para a irrigação, e que estão relacionados com a operação dos equipamentos, é a obstrução física de tubulações e emissores, sobretudo em sistemas de irrigação localizada (NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.). Outro problema é que quando a água da irrigação é retirada de um manancial que recebe efluente de estação de tratamento de esgoto, dependendo do tipo de cultura a ser irrigada, a possibilidade de transmissão de doenças por microorganismos patogênicos, de intoxicação por químicos prejudiciais à saúde, às plantas e ao solo, e de salinização do solo devem ser considerados (VON SPERLING, 1996, 246p.).

Deste modo, a avaliação da qualidade de água para a irrigação deve integrar quatro fatores: (1) se a qualidade de água pode comprometer a operacionalização do sistema de irrigação; (2) se há risco de contaminação dos alimentos irrigados; (3) se há risco de toxidez às plantas ou (4) se há risco de salinização do solo.

Os parâmetros físico-químico-biológicos de qualidade de água que, diretamente ou indiretamente, estão relacionados com a obstrução física dos sistemas de irrigação são: os sólidos suspensos e dissolvidos, pH, ferro total, manganês, sulfito de hidrogênio e população de bactérias (NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.). A contaminação dos alimentos pode ocorrer devido a presença de bactérias do grupo coliformes (VON SPERLING, 1996, 246p.) ou ainda pelos metais pesados e carcinógenos e substâncias químicas, principalmente as orgânicas (HILLMAN, 1988, citado por PESCOD, 1992). O excesso de nitrogênio e elementos traços na água de irrigação pode ainda afetar o desenvolvimento das plantas enquanto o excesso de sais pode provocar a salinização do solo e redução da taxa de infiltração de água no solo (AYERS; WESTCOT, 1991, 218p.).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabeleceu por meio da resolução nº 357 de 17 de março de 2005, a classificação das águas e seus respectivos padrões de qualidade (BRASIL, 2005, 23p.). De acordo com esta resolução nº 357/05 do CONAMA, as águas doces se dividem em cinco classes:

I. Classe especial: águas destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II. Classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274 de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III. Classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

IV. Classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

V. Classe 4: águas que podem ser destinadas:

- a) à navegação; e
- b) à harmonia paisagística.

Com isso, para se estabelecer a caracterização da qualidade de água para a irrigação são necessários a definição, determinação e interpretação dos parâmetros físico-químico-biológicos que interferem de alguma forma na técnica da irrigação, pois segundo Santos et al (2001, p.299), a seleção dos parâmetros de interesse deve levar em consideração os usos previstos para o corpo de água e as fontes potenciais de poluição existentes na bacia hidrográfica. Sendo assim, a seguir, alguns parâmetros de importância para a irrigação, serão discutidos com mais detalhes.

A. Parâmetros Físicos

A.1. Temperatura

A temperatura da água é uma característica física que depende da quantidade de radiação solar disponível. Por isso, segundo Hermes e Silva (2004, p.13) nos diferentes corpos d'água, a temperatura varia conforme as flutuações sazonais, sendo influenciada pela latitude, altitude, época do ano, hora do dia e profundidade.

Para a irrigação, indiretamente, a temperatura é importante pois influencia processos físicos, químicos e biológicos em corpos d'água, afetando as concentrações de diversas variáveis (GASTALDINI; MENDONÇA, 2003, p.429-452). Além disso, a viscosidade da água varia de acordo com a temperatura da água, podendo alterar as perdas de carga nas tubulações.

A água com uma temperatura muito elevada associado a mananciais degradados pode contribuir com a redução da qualidade da água para a irrigação, pois de acordo com Gastaldini e Mendonça (2003, p.433), na presença de nutrientes o aumento da temperatura resulta em aumento de crescimento de macrófitas e da floração de algas.

A.2 Sólidos

Todas as impurezas presentes na água, com exceção dos gases dissolvidos, correspondem aos sólidos (PORTO et al, 1991, p.27-66), que em águas naturais, originam-se do processo de erosão natural dos solos e do intemperismo das rochas (CARVALHO, 1994, 372p.).

No entanto, o despejo de esgotos e o uso dos solos para a agricultura constituem-se nas principais contribuições antrópicas de sólidos na água dos mananciais. Os esgotos domésticos não tratados podem contribuir com uma variação típica de 700 a 1.350 mg.L⁻¹ de sólidos totais (VON SPERLING, 1996, 246p.). As perdas de solos por erosão, que, por exemplo, em plantios de grãos (feijão, arroz, soja e milho) no Brasil chega em média a 23,8 t ano⁻¹ ha⁻¹ (BRAGA; NUCCI, 2002, 305p.), constituem-se nas principais contribuições de sólidos do meio rural.

Os sólidos presentes na água, segundo von Sperling (1996, p.63), podem ser classificados de acordo com o seu estado e tamanho (em suspensão ou dissolvidos), com as características químicas (voláteis e fixos) e decantabilidade (sedimentáveis e não sedimentáveis).

Em relação ao diâmetro, os sólidos se dividem em: sólidos dissolvidos (sais e matéria orgânica, com diâmetro inferior a 10⁻³ µm), coloidais (argilas, vírus e algumas bactérias, com diâmetro entre 10⁻³ e 10 µm) e suspensos (areias, siltes, microorganismos e restos de pequenos animais e vegetais, com diâmetro superior a 10 µm). Os sólidos sedimentáveis correspondem a fração dos sólidos que se sedimentam após uma hora de repouso e os sólidos voláteis correspondem a fração que se volatilizam a temperaturas elevadas (550°C).

Os sólidos suspensos, em altas concentrações, constituem-se em um dos principais problemas de qualidade de água para a irrigação, pois pode ocasionar sérios problemas de obstrução física em sistemas de irrigação localizada. Esse problema ainda pode ser agravado pela presença de bactérias do gênero *Pseudomonas* sp e *Enterobacter* sp, que combinadas com partículas em suspensão, podem ocasionar um tipo de entupimento não controlável pelos sistemas de filtragem (NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.).

Com relação aos sólidos dissolvidos, dificilmente ocasionam obstrução física nos equipamentos, no entanto, havendo interação com outros sais formando precipitados ou favorecendo o crescimento de lodo, pode ocorrer obstrução de emissores

(NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.). Além disso, como os sais fazem parte dos sólidos dissolvidos (PORTO et al, 1991, p.27-66), o seu excesso na água de irrigação pode provocar salinização do solo, dificultando ou impedindo a absorção de água pelas plantas (AYERS; WESTCOT, 1991, 218p.).

Outros problemas ocasionados pelos sólidos é que podem transportar altas concentrações de agrotóxicos, fertilizantes e metais adsorvidos nas partículas em suspensão e provocar assoreamentos (HERMES; SILVA, 2004, 55p.)

Para Nakayama e Bucks (1986, p.142), se a água apresentar valores acima de 50 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos e 500 mg.L⁻¹ de sólidos dissolvidos, já pode ocorrer danos moderados, por entupimento de emissores, em sistemas localizados.

A.3. Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2003, 264p.).

No entanto, a turbidez não depende estritamente da concentração de sedimentos em suspensão, mas também de outras características do sedimento tais como tamanho, composição mineral, cor e quantidade de matéria orgânica (SANTOS et al, 2001, 372p.). Esse parâmetro é de extrema importância para a vida aquática, pois segundo Braga e Nucci (2002, p.84), com o aumento da turbidez e, conseqüentemente, da redução da transparência da água, ocorre redução nas taxas fotossintéticas, prejudicando a procura de alimento para algumas espécies, o que leva a desequilíbrios ambientais.

Esse parâmetro físico é bastante utilizado na caracterização de águas para o abastecimento urbano, não influenciando diretamente a qualidade de água para a irrigação. Porém, pode ser utilizado para medir a concentração de sedimentos em suspensão (CARVALHO, 1994, 372p.), que é de grande importância para a qualidade de água de irrigação. Além disso, desinfetar água com baixa turbidez mas com alto índice de coliformes produz água mais segura do que desinfetar águas com baixo

índice de coliformes mas com alta turbidez (AZEVEDO NETTO, 1991, citado por SILVA, 2003, 140p.)

A turbidez é uma variável extremamente importante em monitoramento de microbacias hidrográficas, atuando como indicador de programas de manejo e conservação do solo (HERMES; SILVA, 2004, 55p.). Segundo os padrões de qualidade de água estabelecidos pela resolução nº 357/05 do CONAMA, a turbidez para as águas de classes 1, 2 e 3, não devem exceder 40, 100 e 100 NTU, respectivamente.

B. Parâmetros Químicos

B.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) é um valor que representa a concentração de íons de hidrogênio H^+ (em escala logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 1996, 246p.). Ainda, de acordo com Hermes e Silva (2004, p.14), o pH é a medida do equilíbrio entre cargas de hidroxilas (OH^-) e de íons de hidrogênio (H^+), sendo definido como o logaritmo negativo da concentração molar de hidrogênio em uma solução.

A biota aquática exerce influencia marcante sobre o pH da água, pois de acordo com Moraes (2001, p.19), o consumo de CO_2 durante o dia pelo processo fotossintético, a partir das macrófitas aquáticas e algas, pode elevar o pH do meio. Por outro lado, a liberação e dissolução de gás carbônico na água pela respiração, resultarão em ácido carbônico, promovendo a redução do pH (BRAGA; NUCCI, 2002, 305p.).

O pH é um parâmetro químico que pode contribuir para a obstrução de tubulações e emissores em sistemas localizados. Águas com valores de pH acima de 7 podem favorecer a precipitação de carbonatos de cálcio e magnésio em águas com alta dureza (NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.) e a precipitação de alguns fertilizantes fosfatados de baixa solubilidade, quando utilizados para a fertirrigação (COELHO et al, 2002, p.9-14).

Outros fatores que podem influenciar os valores de pH da água são os despejos domésticos e industriais pela oxidação da matéria orgânica, despejo de químicos (VON SPERLING, 1996, 246p.), e pelas chuvas ácidas provenientes da poluição atmosférica (PORTO et al, 1991, p.27-66). Além disso, o aumento da concentração de nutrientes na

água, ocasionando a eutrofização, reduz os níveis de oxigênio dissolvido (ARAÚJO et al, 2007, 320p.) em consequência do aumento da respiração, provocando assim, redução nos valores de pH da água.

B.2. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica da água é a sua capacidade de transmitir a corrente elétrica, devido a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions (PORTO et al, 1991, p.27-66), sendo por isso, um parâmetro químico indicativo da quantidade de sais dissolvidos na água. Os sais presentes na água, segundo Ayers e Westcot (1991, p.2), originam-se da dissolução ou intemperização das rochas e solos, incluindo a dissolução lenta do calcário, do gesso e de outros minerais. O lançamento de esgotos não tratados também pode contribuir com até 550 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos fixos (VON SPERLING, 1996, 246p.), dentre os quais, grande parte, corresponde aos sais dissolvidos.

Na agricultura irrigada, o principal problema do excesso de sais na água é a sua deposição no solo, na medida em que a água é evaporada ou consumida pelas culturas (AYERS; WESTCOT, 1991, 218p.), podendo resultar em salinização do solo. O aumento da salinidade do solo pode promover redução nos rendimentos das plantas, provocar morte em plantas sensíveis aos sais e inviabilizar áreas para a agricultura (WATER RESEARCH COUNCIL, 1989, 157p.).

Com isso, de acordo com condutividade elétrica da água, o risco de salinização do solo pode ser: baixo (condutividade elétrica inferior a 0,7 dS m⁻¹ a 25°C), moderado (condutividade elétrica entre 0,7 e 3,0 dS m⁻¹ a 25°C), alto (condutividade elétrica superior a 3,0 dS m⁻¹ a 25°C) (AYERS; WESTCOT, 1991, 218p.).

Em certas situações o excesso de sais na água também pode causar a obstrução física em sistemas de irrigação. A precipitação de sais nas tubulações é favorecida, sobretudo em águas básicas (NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.) ou por meio de reações com fertilizantes fosfatados de baixa solubilidade utilizados em fertirrigação (COELHO et al, 2002, p.9-14).

A análise desse parâmetro também permite verificar a influência direta e indireta das atividades desenvolvidas nas bacias sobre os recursos hídricos (lagos, reservatórios, rios), como lançamentos de efluentes domésticos e industriais e

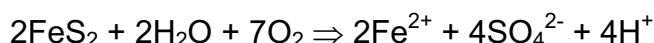
atividades agropastoris, pois segundo Moraes (2001, p.23), o resultado da poluição pode ser detectado pelo aumento da condutividade elétrica no curso d'água.

B.3. Ferro Total

Segundo Lima (1993, p.176), nas águas naturais o ferro pode ser encontrado sob as formas de $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ (bicarbonato ferroso), $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (hidróxido férrico) e FeSO_4 (sulfato ferroso).

O ferro na água origina-se naturalmente do contato constante entre a água e os solos e seus materiais de origem, formados à base de sesquióxidos de ferro, que por reações de redução (comum no processo de intemperismo) transformam o ferro da forma Fe^{3+} (insolúvel) para a forma Fe^{2+} , tornando-se solúvel na água. O Fe^{2+} ao entrar novamente em contato com o oxigênio perde elétrons por reações de oxidação (CURI et al, 1993, 90p.), tornando-se novamente insolúvel.

As reações descritas anteriormente foram elucidadas por Porto (2003, p. 31), em duas etapas. Na primeira, o Fe^{2+} é liberado por hidrólise na seguinte reação:



Ao entrar em contato com o oxigênio, dá-se a reação de oxidação do Fe^{2+} :



Além da origem natural, as altas concentrações de ferro encontradas em fontes superficiais de água também podem ocorrer em função das ações antrópicas, decorrentes das atividades desenvolvidas nas bacias hidrográficas.

Com a precária conservação dos solos no meio rural, os processos de erosão e assoreamento em solos formados à base de sesquióxidos de ferro, aumenta consideravelmente a quantidade de solo em contato com a água, resultando assim, no aumento da concentração de ferro, tanto solúvel como em suspensão na água.

No meio urbano, os despejos industriais constituem-se nas principais fontes de poluição que podem contribuir com incrementos expressivos de ferro na água (VON SPERLING, 1996, 246p.).

O ferro, atualmente, é um dos principais problemas na água de irrigação, devido a sua capacidade de obstruir fisicamente as tubulações e emissores dos sistemas localizados. Isto ocorre porque o ferro reduzido (Fe^{2+}) e, portanto solúvel, ao atravessar o sistema de filtragem, pode se oxidar, tornando-se insolúvel (Fe^{3+}). Após a oxidação, ferro fica retido nas paredes do tubo, provocando o aumento nas perdas de carga, comprometendo o projeto de irrigação (HERNANDEZ et al, 2001). Segundo Nakayama e Bucks (1986, p.143), o ferro total em concentrações acima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ na água de irrigação já pode precipitar e ocasionar danos moderados pela obstrução de tubulação e emissores.

A capacidade de oxidação e redução do ferro em água pode ser influenciada por outros parâmetros, como o pH, concentração de CO_2 e O_2 , presença de ferrobactérias, compostos orgânicos e concentração de fósforo. De acordo com Lima (1993, p.176), o CO_2 favorece a dissolução do ferro em água, exceto na presença do oxigênio, mesmo em elevadas concentrações. No caso do pH, Marques Junior (1998) citado por Hernandez et al (2001), verificou que a produção de complexos de ferro são especialmente graves quando o pH da água se encontra entre 7,0 e 7,8. Em relação as ferrobactérias, Nakayama e Bucks (1986, p.146) constataram que a precipitação do ferro é favorecida pela presença de bactérias dos gêneros *Gallionella*, *Leptothrix*, *Toxothrix*, *Crenothrix*, e *Sphaerotilus*.

Alguns compostos orgânicos também podem favorecer a precipitação natural de ferro como os taninos, compostos fenólicos e ácidos húmicos (NAKAYAMA; BUCKS, 1986, 383p.) originados da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos de excreção destes organismos (ESTEVES, 1988, 375p.). Outro fato que pode contribuir para a precipitação de ferro é o excesso de fósforo, pois segundo Esteves (1988, p.221), em condições menos ácidas, como é a maioria das águas continentais, a maior parte do íon férrico (Fe^{3+}) encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado ($\text{Fe}^{3+} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow [\text{Fe}.6\text{H}_2\text{O}]^{3+} \rightarrow [\text{Fe}(\text{OH}).5\text{H}_2\text{O}]^{2+} + \text{H}^+$), podendo adsorver espécies fosfatadas ($\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$ e HPO_4^{2-}) em sua superfície, precipitando-as principalmente no sedimento.

Além desses condicionantes já citados, as próprias situações transitórias do escoamento no interior das tubulações podem favorecer a oxigenação da água e, conseqüentemente, a precipitação do ferro. Para Gomes (1997, p.110), essas situações transitórias podem ser provocadas por abertura e fechamento de válvulas,

pela evacuação de ar dos condutos, nas manobras de fechamento e abertura do recalque, etc.

B.4. Oxigênio Dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização dos ecossistemas aquáticos (MORAES, 2001, p. 33), sendo originado, naturalmente, da dissolução do oxigênio atmosférico e da produção por organismos fotossintéticos (VON SPERLING, 1996, 246p.).

A dinâmica do oxigênio dissolvido na água está intimamente relacionada com a biota aquática, pois faz parte dos processos de fotossíntese e respiração ou decomposição, que, por sua vez estão diretamente relacionados ao fotoperíodo, à intensidade luminosa e à temperatura (MORAES, 2001, 44p.). Através da fotossíntese, o oxigênio é liberado, aumentando a sua concentração na água durante o dia, sendo que o inverso ocorre durante a noite, devido a predominância da respiração (LARCHER, 2000, 531p.).

A concentração de gases em água depende da sua solubilidade, que por sua vez, varia de acordo com a sua composição, aumentando com a pressão parcial do gás no meio adjacente (a atmosfera, por exemplo) e diminuindo com a temperatura e com a concentração de substâncias dissolvidas ou a salinidade (BRAGA et al, 2002, p. 75). Segundo Porto et al (1991, p.49), a solubilidade do oxigênio pode variar de 14,6 mg L⁻¹ a 0°C até 7,6 mg L⁻¹ a 30°C, dependendo da pressão (altitude) e sais dissolvidos.

A ação antrópica, por meio de lançamentos de efluentes domésticos ou industriais, pode alterar o curso natural da dinâmica do oxigênio na água, pois de acordo com von Sperling (1996, p.93), as bactérias decompositoras consomem oxigênio disponível no processo de estabilização da matéria orgânica, reduzindo sua concentração na água. No entanto, os corpos d'água têm a capacidade de recuperar as condições naturais de oxigênio dissolvido por meio da autodepuração, que é o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 1996, 246p.).

A resolução nº 357/05 do CONAMA, de acordo com os padrões de qualidade de água, estabelece que em qualquer amostra coletada, os valores de oxigênio dissolvido

para as águas de classes 1, 2 e 3, não podem ser inferior a 6, 5 e 4 mg L⁻¹, respectivamente.

O oxigênio dissolvido, embora na prática, não seja um parâmetro utilizado na caracterização da qualidade de água para a irrigação, pode ser um indicativo da poluição (MORAES, 2001, 44p.), da concentração de sólidos dissolvidos (LARCHER, 2000, 531p.) e de matéria orgânica (VON SPERLING, 1996, 246p.) na água. Outro fato a se considerar, é que a concentração de oxigênio dissolvido influencia diretamente a oxidação de ferro na água, pois em pH igual a 7,0, 0,5 mg L⁻¹ de O₂ já é o suficiente para precipitar íons ferrosos (LIMA, 1993, 319p.).

B.5. Dureza Total

A dureza da água pode ser definida como a concentração de sais solúveis, geralmente associada ao cálcio (Ca⁺²) e magnésio (Mg⁺²), embora estejam presentes outras substâncias como os cátions ferrosos e manganosos (LIMA, 1993, 319p.). A origem natural desses elementos na água ocorre através da dissolução de minerais, solos e rochas (PORTO et al, 1991, p.27-66), como por exemplo, a calcita e a dolomita (CAPUTO, 1974, 242p.), ou por despejos industriais (VON SPERLING, 1996, 246p.).

No entanto, sabendo-se que no ano de 2005 somente o Estado de São Paulo consumiu aproximadamente 3,35 milhões de toneladas de calcário, que corresponde a 17,9% do calcário utilizado no Brasil (BRASIL, 2005), e que 83% dos municípios são considerados de média a alta criticidade a erosão (SÃO PAULO, 2006, 498p.), é possível que exista também contribuição difusa destes elementos das áreas agrícolas.

O principal problema de qualidade de água para a irrigação em relação a dureza, segundo Nakayama e Bucks (1986, p.142), é a precipitação dos carbonatos de cálcio e magnésio, que pode ocorrer, principalmente, se a água apresentar elevada dureza e valores de pH acima de 7,5. Para Ayers e Westcot (1991, p 14), os valores normais de cálcio e magnésio na água de irrigação devem ser de 0 a 20 meq L⁻¹ de Ca²⁺ (400 mg L⁻¹ de Ca²⁺) e 5 meq L⁻¹ de Mg²⁺ (60 mg L⁻¹ Mg²⁺).

A alta dureza da água também pode ser limitante para a fertirrigação, pois valores acima de 100 mg L⁻¹ de cálcio e de 43 mg L⁻¹ de magnésio aumentam consideravelmente o risco de precipitação de fertilizantes fosfatados no interior das tubulações (COELHO et al, 2002, p.9-14). Além disso o cálcio e o magnésio são, respectivamente, o 6º e 9º elemento mais exigido pelas plantas aquáticas de água

doce (TUNDISI, 2003, 248p.), e sendo erodidos para o leito dos mananciais, pode contribuir para a eutrofização.

C. Parâmetros Biológicos

C.1. Coliformes

A maioria das bactérias encontradas na água são provenientes do solo, sendo a maior parte composta de bactérias saprófitas, nitrificadoras e fixadoras de nitrogênio, responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. No entanto, existem bactérias presentes na água, que podem ser patogênicas, como as do grupo coliformes que, segundo Soares e Maia (1999, p.63), são em sua maioria bactérias intestinais, excretadas pelas fezes e não são geralmente patogênicas, embora sua presença nas águas indique a probabilidade de ocorrência de germes patogênicos.

As bactérias do grupo coliformes podem se dividir em coliformes totais e coliformes fecais. Os coliformes totais constituem-se em um grande grupo de bactérias que tem sido isoladas de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente. Já os coliformes fecais, são bactérias indicadoras de organismos originários do trato intestinal humano e de outros animais (VON SPERLING, 1996, 246p.).

Estes microorganismos também estão associados ao lodo, escoamento superficial da agricultura, dejetos urbanos e esgoto doméstico que são amplamente descarregados em corpos d'água, representando riscos para os usuários (HERMES; SILVA, 2004, 55p.). Sendo assim, se a água utilizada para a irrigação é proveniente de um manancial que recebe esgoto doméstico, a determinação dos coliformes totais e fecais, é imprescindível, pois de acordo com von Sperling (1996, p.75), são os principais indicadores de contaminação fecal.

Pela resolução nº 357/05 do CONAMA, os limites máximos permissíveis de coliformes totais e fecais para as águas de classes 1, 2 e 3, destinadas a irrigação, estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Limites máximos permissíveis de coliformes para as águas destinadas à irrigação, de acordo com a resolução nº 357/05 do CONAMA.

Classificação das Águas	Coliformes Totais*	Coliformes Fecais*
Classe Especial	Ausente	Ausente
Classe 1	Ausente	Ausente
Classe 2	5.000/100 mL	1.000/100 mL
Classe 3	20.000/100 mL	4.000/100 mL

*Para se tornar inapta, os limites devem ser excedidos em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais, colhidas em qualquer mês.

O problema dos coliformes na água da irrigação, principalmente os fecais, é a presença da *Escherichia coli*, que poderá representar um sério risco a saúde, uma vez que existem algumas linhagens que são capazes de provocar distúrbios gastrintestinais em crianças e adultos (SOARES; MAIA, 1999, 206p.).

As doenças de veiculação hídrica podem resultar em sérios problemas de saúde da população. De acordo com Tundisi (2003, p.43), a falta de água de boa qualidade e saneamento resulta em centenas de milhões de casos de doenças de veiculação hídrica e mais de 5 milhões de mortes a cada ano. Estima-se que entre 10.000 a 20.000 crianças morrem todo dia vítimas de doenças de veiculação hídrica.

2.2.4. Planejamento de Perímetros Irrigados em Bacias Hidrográficas

2.2.4.1. Vazão Necessária para a Irrigação

O consumo mundial de água nas últimas décadas tem se intensificado drasticamente, pois o crescimento populacional acelerado impulsionou o desenvolvimento industrial e a necessidade do aumento na produção de alimentos. Segundo Tundisi (2003, p.27), os vários usos múltiplos da água e as permanentes necessidades de água para fazer frente ao crescimento populacional e as demandas industriais e agrícolas têm gerado permanente pressão sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

Como resultado desse processo a disponibilidade de água per capita no mundo tem diminuído com o tempo. Algumas estimativas realizadas por vários autores, constataram que a disponibilidade potencial de água per capita anual no mundo caiu de 12.900 m³ em 1970, para menos de 7.000 m³ em 2000 (redução de 47,2%) (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2004), sendo que projeções para o ano de 2025 são de mais de 3 bilhões de pessoas sofrendo falta de água e 14 países com

disponibilidade hídrica classificada como escassez de água (ou seja, ter menos de 1.000 metros cúbicos por pessoa e por ano) (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO, 2007, 222p.).

A agricultura é responsável por cerca de 70% de toda a utilização da água no mundo, sendo de até 95% em muitos países em desenvolvimento, influenciando, portanto, tanto a quantidade como na qualidade da água disponível para outros usos humanos (FAO, 2007, 222p.). A produção de alimentos, principalmente na agricultura irrigada, é a atividade que mais utiliza água no mundo, sendo responsável por 68,3% do consumo, seguido da indústria com 23,1% e do uso doméstico com 8,6% (TUNDISI, 2003, 248p.).

No Brasil a demanda estimada de água pelo setor agrícola é semelhante a do mundo, sendo a atividade que mais utiliza os recursos hídricos, com 56,0% do volume captado (sendo 46,0% para a irrigação), seguido do abastecimento urbano com 26,0% e do uso industrial 18,0% (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA, 2006, 36p.). As demandas globais de água superficial no Estado de São Paulo, de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos 2004-2007 são da ordem de $380 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, assim distribuídas: $128 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para o abastecimento público (33,6%), $99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para o uso Industrial (26,0%) e $155 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para a Irrigação (40,7%) (SÃO PAULO, 2006, 498p.).

A alta demanda de água para a produção de alimentos, está ligada ao fato de que as plantas perdem muita água por evapotranspiração. Outro fato é que na produção de carne, além da água consumida diretamente na dessedentação dos animais, há também o consumo indireto, para a produção das forragens, silagens e rações. De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura - UNESCO (2003), citado por Tundisi (2003, p.34), para produzir um quilograma de cereais são necessários $1,5 \text{ m}^3$ de água, no entanto, para produzir um quilograma de carne fresca bovina são necessários 15 m^3 de água, evidenciando a alta demanda hídrica do setor.

Embora seja a atividade econômica que mais consome água, a suficiência mundial de produção de alimentos depende da agricultura irrigada, pois mesmo ocupando 16% da área produtiva, é responsável por 40% da produção total de alimentos (ITURRI, 1999, citado por SETTI et al, 2001, 328p.).

A alta demanda hídrica pela irrigação, embora esteja relacionada ao alto consumo das plantas, muitas vezes também se deve à baixa eficiência no uso da água, devido ao emprego incorreto dos métodos ou a falta de técnicas de manejo da

irrigação. De acordo com Christofidis (1999, p.24) estima-se que no Brasil as perdas de água pela irrigação estejam na ordem de 37,7%, o que representa aproximadamente 12,7 bilhões $\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$.

A eficiência de irrigação representa a relação entre a quantidade de água conduzida pelos sistemas de irrigação às culturas e a quantidade que efetivamente chega ao sistema radicular das mesmas, que varia de acordo com fatores ligados a própria operacionalização dos equipamentos, como vazamentos nas redes de distribuição, uniformidade de irrigação, tamanho de gotas, etc, e fatores externos, como características edafoclimáticas e das culturas.

As perdas por vazamentos nas redes de distribuição podem variar de 1 a 10%, dependendo das condições de conservação dos equipamentos (GOMES, 1997, 390p). Quanto aos métodos de irrigação, cabe ressaltar que embora existam limites preestabelecidos para os diferentes tipos de equipamentos, a eficiência está mais relacionada com a correta operacionalização, ou seja, com o manejo adequado que com o método de irrigação.

As eficiências de irrigação e os consumos de energia elétrica dos diferentes métodos de irrigação são: de 40 a 75% de eficiência e de 0,03 a 0,30 kWh m^{-3} de consumo de energia de para a irrigação de superfície, de 60 a 85% de eficiência e de 0,20 a 0,60 kWh m^{-3} de consumo de energia de para a irrigação por aspersão e de 80 a 95% de eficiência e de 0,10 a 0,40 kWh m^{-3} de consumo de energia de para a irrigação localizada (LIMA et al, 1999, p.73-82).

Sendo assim, medidas de controle da quantidade de água aplicada através de técnicas que melhoram a eficiência da aplicação de água pela irrigação são imprescindíveis para reduzir os impactos sobre os recursos hídricos. Também são importantes, antes da implantação de novos perímetros irrigados, estabelecer limites sustentáveis para a utilização da água, estabelecendo critérios racionais para a determinação das demandas máximas de água para a irrigação nas bacias hidrográficas.

A vazão necessária para sistemas de irrigação é uma variável dependente da área a ser irrigada, da demanda real de água, das horas trabalhadas, da eficiência de condução e da eficiência de aplicação de água (BERNARDO, 1995, 656p.).

Quando a irrigação é compensadora ou complementar, isto é, quando a irrigação é utilizada para corrigir a má distribuição das chuvas em regiões úmidas ou sub-úmidas, o valor da demanda real de água pode ser substituído pela

evapotranspiração de projeto na determinação da vazão necessária. A evapotranspiração de projeto deve ser calculada com base na probabilidade de ocorrência de 75%, ou seja, para atender pelo menos 75% das demandas por evapotranspiração (HERNANDEZ et al 2000, 191p.). Porém, em uma bacia hidrográfica pode-se ter diferentes culturas irrigadas e, por isso, o cálculo da vazão necessária deve levar em consideração o coeficiente da cultura (k_c), resultando em evapotranspiração de projeto da cultura.

Com relação as horas trabalhadas, no Brasil há uma diferenciação de tarifa de energia elétrica para irrigação com redução em até 10 vezes nos custos relativos ao componente consumo (kW h^{-1}), e por isso, a operação das motobombas do conjunto de irrigação deve ocorrer fora do horário de “ponta”. Assim, o período máximo contínuo para determinação da vazão necessária a ser considerado deve ser de 21 horas por dia (das 21 às 06 horas) (HERNANDEZ et al 2000, 191p.).

No caso de sistemas de irrigação localizada, onde somente parte da área está totalmente ocupada pelas plantas, ainda deve ser considerado que não haverá perda de água por evaporação do solo e/ou transpiração das ervas daninhas nas entre linhas de plantio. Sendo assim, Vermeiren e Jobling (1997, p.10) afirmam que no cálculo das necessidades hídricas para sistemas de irrigação localizada deve ser aplicado um coeficiente de redução (k_r), ou coeficiente de cobertura.

Mas quando se trata de um projeto com vários sistemas de irrigação que captam água em uma determinada bacia hidrográfica ou parte em parte dela, as variáveis a serem consideradas são inúmeras, dentre as quais: diferentes culturas irrigadas, diferentes métodos de irrigação utilizados, sistemas de irrigação funcionando em série (um sistema de bombeamento para vários sistemas de irrigação, um funcionando por vez) ou paralelo (dois ou mais sistemas de bombeamento para diferentes sistemas de irrigação, podendo funcionar ao mesmo tempo) e diferentes valores de água disponível no solo. Em uma escala maior, ainda podem ser considerados diferentes regimes de precipitação e a evapotranspiração.

Com isso, para um planejamento racional dos recursos hídricos, a determinação da vazão necessária para a irrigação em uma microbacia deve considerar toda a dinâmica inerente aos métodos de irrigação, as culturas irrigadas e os fatores que variam espacialmente e que interferem na determinação da vazão necessária.

2.2.4.2. Vazão Máxima Outorgável para a Irrigação

Um fator imprescindível para o planejamento do uso dos recursos hídricos para a irrigação é o conhecimento da disponibilidade de água, pois o grande êxito no planejamento, projeto e operação de sistemas de controle e utilização dos recursos hídricos, dentre os quais a irrigação, depende em grande parte do conhecimento da quantidade de água envolvida (MENDONÇA, 2003, p.165-168).

A disponibilidade de água de um manancial é mensurada pela sua vazão. As vazões de referência são três: vazões máximas, vazões médias e vazões mínimas. As vazões máximas ou de enchente são normalmente utilizadas para o dimensionamento de obras hidráulicas (DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA - DAEE, 2005, 111p.) e podem ser obtidas por métodos estatísticos, empíricos e sintéticos (DAEE, 1994, 64p).

A vazão média diária ao longo dos meses e ao longo dos anos são indicadores da disponibilidade hídrica e de enchentes de uma bacia e são tratados por diferentes funções hidrológicas tais como: curva de permanência, curva de probabilidade de vazões mínimas, curva de probabilidade de vazões máximas diárias (TUCCI, 2003, p.113-124).

As vazões mínimas são as vazões que ocorrem no período de estiagem pelo esgotamento das reservas do subsolo que afloram nas fontes e nos talwegues dos cursos d'água. O conhecimento das vazões mínimas das bacias é básico em estudos de disponibilidade hídrica e preservação ambiental, dentre os quais os projetos de sistemas de irrigação, pois estão naturalmente vinculadas a períodos críticos de oferta d'água pelo curso d'água que condicionam a demanda (SILVEIRA; SILVEIRA, 2003, p.125-164).

Segundo o DAEE (1994, p.43), as vazões mínimas podem ser determinadas pelos métodos estatísticos ou pelo estudo de regionalização de variáveis hidrológicas. No primeiro método as vazões mínimas observadas são ajustadas a uma distribuição probabilística teórica. Já o princípio da regionalização de vazões se baseia na similaridade espacial de algumas funções, variáveis e parâmetros que permitem transferir as informações de um local para o outro (TUCCI, 2002, 256p.). Segundo Góes e Campana (2001), os modelos de regionalização são modelos matemáticos que utilizam equações de regressão para relacionar a variável dependente, por exemplo, a

vazão, com variáveis independentes que podem ser as características fisiográficas, climáticas ou de uso/ocupação do solo de uma bacia hidrográfica.

A técnica de regionalização de vazões para o cálculo das vazões mínimas permite realizar com maior facilidade os estudos de disponibilidade hídrica para a implantação racional de projetos. Dentre as vazões mínimas mais utilizadas destaca-se a vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos , ou seja, a $Q_{7,10}$ (TUCCI, 2003, p.113-124, DAEE, 1994, 61p). Com isso, as instituições brasileiras que regulamentam o uso dos recursos hídricos passaram a incluir o estudo das vazões mínimas, na implantação de projetos, inclusive os de irrigação.

No estado de São Paulo, o Plano Estadual dos Recursos Hídricos, de acordo com os artigos 13 e 14 da lei nº 9.034, de 27 de dezembro de 1994, estabelece que a soma das vazões captadas em uma bacia hidrográfica, ou parte desta, não poderá superar 50% da $Q_{7,10}$, (vazão mínima de sete dias consecutivos e dez anos de período de retorno). O mesmo critério é adotado nas vazões regularizadas por reservatórios, descontadas as perdas por infiltração, evaporação ou por outros processos físicos, decorrentes da utilização das águas e as reversões de bacias hidrográficas (SÃO PAULO, 1994, 23p.).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Microbacia de Estudo

3.1.1. Localização

Este trabalho foi conduzido na microbacia do córrego Três Barras, localizada no perímetro rural do município de Marinópolis - SP, nos domínios da bacia do São José dos Dourados, entre as coordenadas geográficas de 20°24'49" latitude Sul e 50°50'00" de longitude Oeste e 20°28'52" de latitude Sul e 50°47'33" de longitude Oeste (Figura 1).

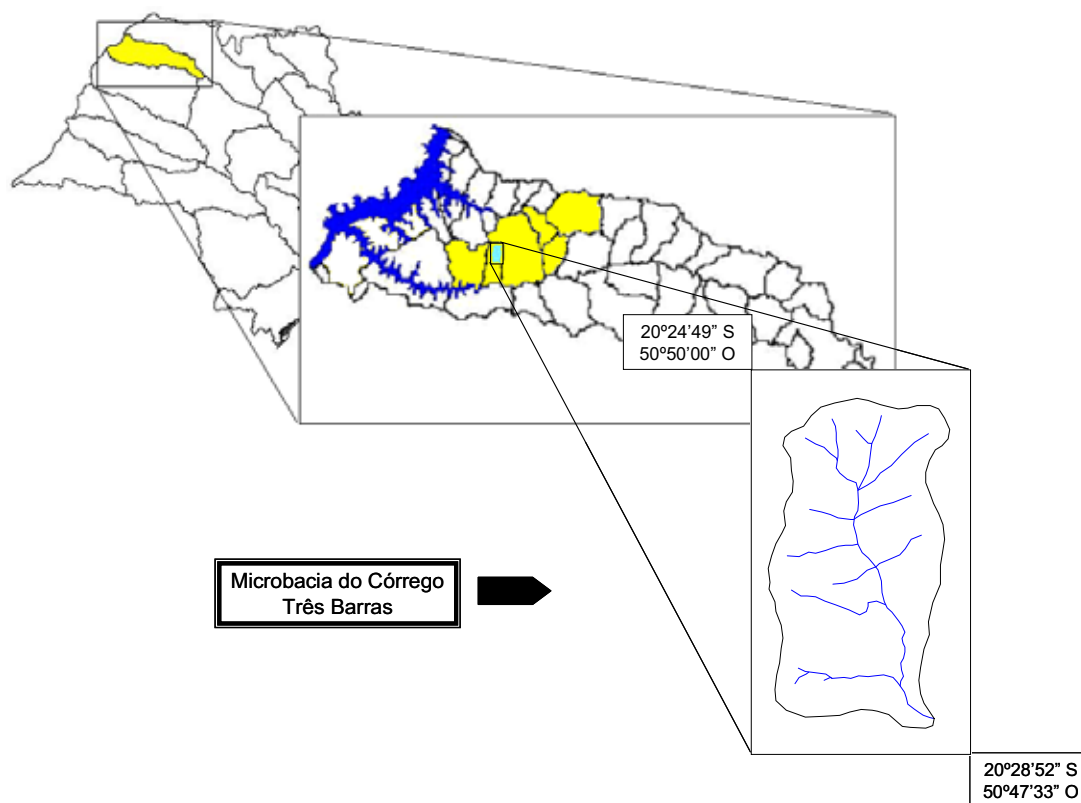


Figura 1. Localização da microbacia do córrego Três Barras.

O município de Marinópolis tem uma área total de 77,4 km², da 40,38 km² localiza-se na sub-bacia do Baixo São José dos Dourados e 37,05 km² na sub-bacia do Ribeirão Coqueiro /São José dos Dourados.

As vias de acesso ao município e a microbacia são as Rodovias Euphly Jales (SP-563), Vicinal José Marin Toledo e pela Estrada Fazenda do Baiano e Estrada Velha para Palmeira d'Oeste.

3.1.2. Características Sócio-Econômicas

O município de Marinópolis - SP tem uma população total de 2.195 habitantes, sendo 1.647 residentes na área urbana e 548 na área rural (IBGE, 2000), com uma densidade demográfica de 28,35 hab km⁻².

Segundo a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI (2003, p.7), a maior parte da área da microbacia é ocupada por pequenos produtores (54% dos produtores), que tem como base de produção a fruticultura, com destaque para citros e uva e uma considerável área de pastagens, onde se desenvolve a pecuária de corte e leite. Na safra 1999/2000, o valor estimado da produção agrícola do município chegou a aproximadamente R\$ 5.847.176,68 (INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA - IEA, 2003).

3.1.3. Geologia, Litoestratigrafia e Pedologia

De acordo com o Comitê da Bacia do São José dos Dourados (2003), as unidades geológicas que afloram nesta bacia são as rochas ígneas basálticas do Grupo São Bento, Formação Serra Geral e as rochas sedimentares do Grupo Bauru, Formação Caiuá. Abaixo das rochas basálticas localizam-se as Formações de arenito, Botucatu e Pirambóia, que formam em conjunto com a Formação Serra Geral, o Grupo São Bento (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - IPT, 1981, 126p).

Os solos da microbacia são classificados como ARGISSOLOS VERMELHOS e ARGISSOLOS VERMELHOS-AMARELOS A moderado textura arenosa/média (OLIVEIRA et. al, 1999, 64p.).

3.1.4. Clima

De acordo com a classificação de Koppen, o clima da região é classificado como clima de savanas Aw, com inverno seco e ameno e verão quente e chuvoso. As variáveis agroclimáticas médias anuais na microbacia, obtidas de dados históricos de 1998 a 2007, estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores médios anuais das variáveis climáticas para a microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis (SP).

PARÂMETRO	MÉDIA
Temperatura ¹	24,1 °C
Umidade relativa ¹	64,5 %
Velocidade do vento ¹	1,6 m s ⁻¹
Direção do vento ¹	96,9° (Sudoeste)
Radiação global ¹	17,9 MJ m ⁻² dia ⁻¹
Radiação líquida ¹	12,3 MJ m ⁻² dia ⁻¹
Evapotranspiração de referência ^{2,3}	1.277,8 mm ano ⁻¹
Precipitação ²	1.166,2 mm ano ⁻¹

¹ Média diária; ² Média anual; ³ Penman-Monteith (ALLEN et al, 1998, 297p.)

3.1.5. Fisiografia e Recursos Hídricos

A base cartográfica utilizada para a delimitação da microbacia foi o mapa planialtimétrico, elaborado por fotogrametria de 2001, pela equipe de engenharia da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI/Regional Jales. As características fisiográficas e hidrológicas da microbacia estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Características fisiográficas e hidrológicas da microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis (SP).

Área de Drenagem	17,77 km ²
Perímetro	20,04 km
Comprimento Leito Principal	6,61 km
Elevação média	393 m
Declividade Equivalente	0,009 m m ⁻¹
Fator de Forma	1,34
Densidade de Drenagem	2,1 km km ⁻²
Ordem	3 ^a
Tempo de Concentração	105 minutos
Vazão média plurianual ¹	414,0 m ³ h ⁻¹
Vazão associada a permanência de 95% no tempo ¹	129,6 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 30 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	118,8 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	97,2 m ³ h ⁻¹

¹ Determinado por regionalização hidrológica

3.2. Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos

Para o planejamento integrado dos recursos hídricos para a irrigação, a microbacia de estudo foi dividida em sub-bacias (que estão dentro da microbacia de estudo) e o período de avaliação foi dividido em períodos de disponibilidade hídrica. Este procedimento foi imprescindível para obter um melhor entendimento dos fatores da microbacia e do clima, que interferem nos recursos naturais.

3.2.1. Definição das Sub-Bacias de Estudo

A divisão da bacia em sub-bacias de estudo levou em consideração os pontos de monitoramento hídrico do manancial, os quais foram definidos de acordo com os seguintes critérios em ordem de prioridade: (1) influência das características locais sobre a qualidade e disponibilidade da água; (2) subdivisão da microbacia em pontos eqüidistantes em relação ao leito principal; e (3) adaptação das características locais da calha do manancial aos métodos disponíveis de medição da vazão.

Após estudo preliminar, de acordo com os critérios acima mencionados, foram definidos e georreferenciados 5 pontos de monitoramento hídrico (qualidade e disponibilidade da água) que, conseqüentemente, definiram 4 sub-bacias (sub-bacias 1, 2, 3 e 4) de estudo dentro da microbacia (sub-bacia 5) do córrego Três Barras (Figura 2).

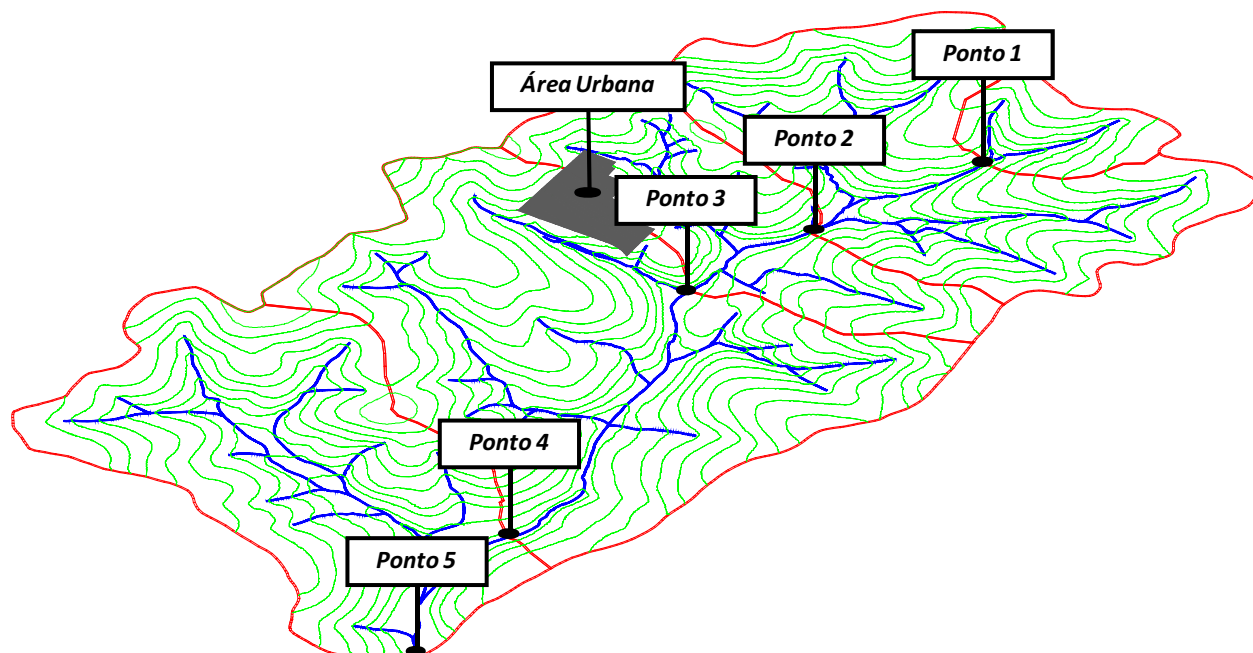


Figura 2. Localização dos pontos de monitoramento hídrico.

3.2.1.1. Sub-Bacia 1

O ponto 1 de monitoramento hídrico, que definiu a sub-bacia 1, é o ponto mais próximo da nascente (distância de 815 metros da nascente), cujas coordenadas geográficas são de 20°25'31" Sul e 50°48'41" Oeste (Figura 3).



Figura 3. Ponto de monitoramento hídrico 1.

O local é caracterizado pela presença de grande quantidade macrófitas aquáticas e assoreamento acentuado, com alguns locais de convergência do fluxo de água o que permitiu as medições de vazão. As características fisiográficas e os atributos quantitativos dos recursos hídricos dessa sub-bacia estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Características fisiográficas e aspectos quantitativos dos recursos hídricos para a sub-bacia 1.

Área de Drenagem	0,70 km ²
Perímetro	3,40 km
Comprimento Leito Principal	0,815 km
Elevação média	409 m
Declividade Equivalente	0,019 m m ⁻¹
Fator de Forma	1,15
Densidade de Drenagem	1,97 km km ⁻²
Tempo de Concentração	16 minutos
Vazão média pluriannual ¹	21,6 m ³ h ⁻¹
Vazão associada a permanência de 95% no tempo ¹	7,2 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 30 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	7,2 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	3,6 m ³ h ⁻¹

¹Determinado por regionalização hidrológica.

3.2.1.2. Sub-Bacia 2

O ponto 2 de monitoramento hídrico que definiu a sub-bacia 2 se localiza a uma distância de 1.960 metros da nascente, cuja localização se encontra nas coordenadas geográficas de 20°26'07"Sul e 50°48'49"Oeste (Figura 4).



Figura 4. Ponto de monitoramento hídrico 2.

Este trecho do córrego é caracterizado pela ausência de matas ciliares e pelo processo avançado de assoreamento, sendo o leito raso e alargado, quase todo ocupado por macrófitas aquáticas. As avaliações neste ponto restringiram-se somente as análises de água, não sendo possível, devido as características da calha, medir a vazão por nenhum dos métodos disponíveis. As características fisiográficas e hidrológicas desta sub-bacia estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Características fisiográficas e atributos quantitativos dos recursos hídricos para a sub-bacia 2.

Área de Drenagem	4,65 km ²
Perímetro	9,45 km
Comprimento Leito Principal	1,960 km
Elevação média	402 m
Declividade Equivalente	0,019 m m ⁻¹
Fator de Forma	1,21
Densidade de Drenagem	2,12 km km ⁻²
Tempo de Concentração	31 minutos
Vazão média plurianual ¹	108,0 m ³ h ⁻¹
Vazão associada a permanência de 95% no tempo ¹	32,4 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 30 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	32,4 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	25,2 m ³ h ⁻¹

¹Determinado por regionalização hidrológica.

3.2.1.3. Sub-Bacia 3

O ponto 3 de monitoramento hídrico que definiu a sub-bacia 3 se localiza cerca de 50 m após o lançamento da estação de tratamento da Sabesp do município de Marinópolis - SP (distância de 2.823 metros da nascente), cujas coordenadas geográficas são 20°26'33"Sul e 50°48'51"Oeste (Figura 5).



Figura 5. Ponto de monitoramento hídrico 3.

A montante desse ponto é lançado o efluente proveniente da estação de tratamento de esgoto da Sabesp do tipo lagoa de estabilização facultativa (Figura 6),

dotada de um sistema de tratamento com floculadores e decantadores, cujas características qualitativas e quantitativas do efluente estão apresentadas nas Tabelas 6 e 7.



Figura 6. Estação de tratamento de esgoto (à esquerda) e despejo de efluente (à direita).

Tabela 6. Características do efluente da estação de tratamento de esgoto da SABESP do município de Marinópolis - SP e da qualidade da água a montante e a jusante do tratamento.

Local de Coleta da Amostra	Atributo											
	Temperatura °C	OD	DQO	DBO	ST	STF	STV	SSp	SSF	SSV	N-a	P-t
							(mg L ⁻¹)					
AT	38	-	1118	432	1015	420	595	392	64	328	38,0	7,57
ET	37	6,0	89	30	485	380	105	44	4	40	28,8	4,48
Lagoa	38	1,8	509	100	835	419	416	336	124	212	35,5	7,40
Qe					10,0 - 11,0 m ³ h ⁻¹							

OBS: AT (Antes do tratamento); ET (Efluente tratado); Qe (Vazão média do esgoto); OD (oxigênio dissolvido); DQO (demanda química de oxigênio); DBO (demanda bioquímica de oxigênio); SS (sólidos suspensos); ST (sólidos totais); F (fixos); V (voláteis); p (em suspensão); N-a (nitrogênio amoniacal); P-t (fósforo total).

Fonte: Análise efetuada pela SABESP no dia 08/04/2003.

Tabela 7. Monitoramento da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgoto da SABESP do município de Marinópolis - SP e da qualidade da água 500 m a jusante do lançamento.

Data da Coleta	Efluente Final		A jusante do lançamento			
	DBO (mg L ⁻¹)	pH	DBO (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	CT (NMP 100 ⁻¹ mL ⁻¹)	E. coli (coliformes fecais) (Análises/SABESP)
20/08/1997	76	7,32	3,6	5,60	-	-
10/09/1997	425	-	26,9	2,60	-	-
08/10/1997	91	-	16,0	3,00	-	-
06/01/1999	212	7,20	11,6	5,00	791000	66900
26/06/2000	210	7,90	49,0	0,00	-	-
22/03/2001	17	8,39	32,0	3,00	-	-
07/10/2001	215	7,59	5,5	0,80	25900	86
28/01/2002	139	8,29	21,0	3,02	19900	5200
19/06/2002	146	7,60	22,0	0,10	113000	14300
04/10/2002	125	7,40	70,0	0,24	816000	325000
09/12/2002	26	7,30	3,6	3,50	75400	1000
08/04/2003	30	7,50	3,6	5,00	-	-
Média	143	7,65	22,1	2,66	306867	68748

OBS: DBO (demanda bioquímica de oxigênio); OD (oxigênio dissolvido); CT (coliformes totais); E. coli (coliformes fecais) (Análises/SABESP).

As características fisiográficas e hidrológicas desta sub-bacia estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Características fisiográficas e hidrológicas para a sub-bacia 3.

Área de Drenagem	6,87 km ²
Perímetro	11,30 km
Comprimento Leito Principal	2,823 km
Elevação média	399 m
Declividade Equivalente	0,013 m m ⁻¹
Fator de Forma	1,22
Densidade de Drenagem	2,27 km km ⁻²
Tempo de Concentração	47 minutos
Vazão média plurianual ¹	158,4 m ³ h ⁻¹
Vazão associada a permanência de 95% no tempo ¹	50,4 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 30 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	46,8 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	36,0 m ³ h ⁻¹

¹Determinado por regionalização hidrológica.

3.2.1.4. Sub-Bacia 4

O ponto 4 de monitoramento hídrico, que definiu a sub-bacia 4, último ponto antes da foz da microbacia, localiza-se a uma distância de 5.376 metros da nascente, com coordenadas geográficas de 20°27'46"Sul e 50°48'20"Oeste (Figura 7).



Figura 7. Ponto de monitoramento hídrico 4.

Este local é um dos poucos trechos do manancial em que há matas ciliares e o leito é rochoso. As características fisiográficas e hidrológicas desta sub-bacia estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Características fisiográficas e hidrológicas para a sub-bacia 4.

Área de Drenagem	13,16 km ²
Perímetro	16,50 km
Comprimento Leito Principal	5.376 km
Elevação média	395 m
Declividade Equivalente	0,007 m m ⁻¹
Fator de Forma	1,28
Densidade de Drenagem	2,08 km km ⁻²
Tempo de Concentração	98 minutos
Vazão média plurianual ¹	306,0 m ³ h ⁻¹
Vazão associada a permanência de 95% no tempo ¹	97,2 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 30 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	90,0 m ³ h ⁻¹
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ¹	72,0 m ³ h ⁻¹

¹Determinado por regionalização hidrológica.

3.2.1.5. Sub-Bacia 5 (Microbacia)

O ponto 5 de monitoramento hídrico corresponde à foz da própria microbacia do córrego Três Barras (distância de 6.610 metros da nascente) com coordenadas geográficas 20°28'21" Sul e 50°48'06" Oeste (Figura 8).



Figura 8. Ponto de monitoramento hídrico 5.

Este local é caracterizado por vegetação ciliar densa e leito rochoso em alguns trechos. As características fisiográficas e hidrológicas desta já foram apresentados na Tabela 3 (ver página 42).

3.2.2. Definição dos Períodos de Disponibilidade Hídrica

O critério de definição das épocas de disponibilidade hídrica levou em consideração que o planejamento integrado dos recursos hídricos, neste trabalho, foi para a irrigação. Com isso, optou-se por definir os períodos com maior ou menor disponibilidade hídrica em função do balanço hídrico climatológico seqüencial pelo método de Thornthwaite e Mather (1955) apresentado por Pereira et al (2002, p.253).

Para isto, os intervalos considerados na elaboração do balanço hídrico seqüencial foram os mesmos intervalos das avaliações de qualidade e disponibilidade hídrica. As avaliações foram realizadas em intervalos de aproximadamente 30 dias, entre o período de 18/01/2006 a 10/12/2007, totalizando 24 avaliações de qualidade e disponibilidade hídrica (18/01/06, 01/03/06, 28/03/06, 20/04/06, 23/05/06, 29/06/06, 22/07/06, 26/08/06, 28/09/06, 19/10/06, 11/11/06, 13/12/06, 09/01/07, 15/02/07, 21/03/07, 12/04/07, 10/05/07, 28/06/07, 18/07/07, 15/08/07, 19/09/07, 26/10/07, 14/11/07 e 10/12/07).

Para a elaboração do balanço hídrico seqüencial foi considerado uma profundidade efetiva de sistema radicular de 60 cm, em função da maioria das culturas serem perenes e pastagens. A capacidade de água disponível média foi considerada de 1 mm cm^{-1} , resultando assim, em uma capacidade de água disponível total (CAD) de 60 mm.

Com isso, o período seco foi definido como o período em que a deficiência de água no solo, de acordo com o balanço hídrico seqüencial, fosse superior a 30 mm (considerando um fator de disponibilidade de água no solo de 50%) e o período chuvoso deficiência inferior a 30 mm (Tabela 10).

Tabela 10. Balanço hídrico seqüencial durante o período avaliado.

Data	P	ETP	P-ETP	NAC	ARM	ALT	ETR	DEF	EXC	Período
18/01/06	149,0	122,1	26,9	0,0	60,0	0,0	122,1	0,0	26,9	Chuvoso
01/03/06	502,1	130,7	371,4	0,0	60,0	0,0	130,7	0,0	371,4	Chuvoso
28/03/06	107,2	56,9	50,3	0,0	60,0	0,0	56,9	0,0	50,3	Chuvoso
20/04/06	11,5	59,2	-47,7	-47,7	27,1	-32,9	44,4	14,8	0,0	Chuvoso
23/05/06	78,8	83,2	-4,4	-52,1	25,2	-1,9	80,7	2,5	0,0	Chuvoso
29/06/06	0,3	94,4	-94,1	-146,2	5,2	-19,9	20,2	74,2	0,0	Seco
22/07/06	0,0	64,7	-64,7	-210,9	1,8	-3,5	3,5	61,2	0,0	Seco
26/08/06	7,6	111,6	-104,0	-314,9	0,3	-1,5	9,1	102,5	0,0	Seco
28/09/06	40,1	118,3	-78,2	-393,1	0,1	-0,2	40,3	78,0	0,0	Seco
19/10/06	66,9	93,5	-26,6	-419,7	0,1	0,0	66,9	26,6	0,0	Chuvoso
11/11/06	62,0	93,2	-31,2	-450,9	0,0	0,0	62,0	31,2	0,0	Seco
13/12/06	99,0	143,4	-44,4	-495,3	0,0	0,0	99,0	44,4	0,0	Seco
09/01/07	216,5	96,6	119,9	0,0	60,0	60,0	96,6	0,0	59,9	Chuvoso
15/02/07	299,4	140,8	158,6	0,0	60,0	0,0	140,8	0,0	158,6	Chuvoso
21/03/07	94,4	138,1	-43,7	-43,7	29,0	-31,0	125,4	12,7	0,0	Chuvoso
12/04/07	26,2	66,8	-40,6	-84,3	14,7	-14,2	40,4	26,4	0,0	Chuvoso
10/05/07	6,7	91,3	-84,6	-168,9	3,6	-11,1	17,8	73,5	0,0	Seco
28/06/07	79,0	126,2	-47,2	-216,1	1,6	-2,0	81,0	45,2	0,0	Seco
18/07/07	13,0	58,2	-45,2	-261,3	0,8	-0,9	13,9	44,3	0,0	Seco
15/08/07	27,9	95,8	-67,9	-329,2	0,2	-0,5	28,4	67,4	0,0	Seco
19/09/07	0,0	177,0	-177,0	-506,2	0,0	-0,2	0,2	176,8	0,0	Seco
26/10/07	59,2	188,3	-129,1	-635,3	0,0	0,0	59,2	129,1	0,0	Seco
14/11/07	125,3	57,9	67,4	0,0	60,0	60,0	57,9	0,0	7,4	Chuvoso
10/12/07	60,4	116,7	-56,3	-56,3	23,5	-36,5	96,9	19,8	0,0	Chuvoso

OBS: P (precipitação); ETP (evapotranspiração potencial); NAc (negativo acumulado); ARM (armazenamento); ALT (altura); ETR (evapotranspiração real); DEF (deficiência); EXC (excedente).

Sendo assim, de acordo com o estabelecido na Tabela 10, durante todo o período de avaliação foram realizadas 12 avaliações de qualidade e disponibilidade hídrica no período chuvoso e 12 no período seco.

3.3. Caracterização Climática da Microbacia

A caracterização climática da microbacia foi realizada a partir dos dados climáticos coletados pela estação agroclimática automática Campbell CR 10X, de responsabilidade da Área de Hidráulica e Irrigação da UNESP - Ilha Solteira, localizada dentro da microbacia do córrego Três Barras, Marinópolis, SP (Figura 9).

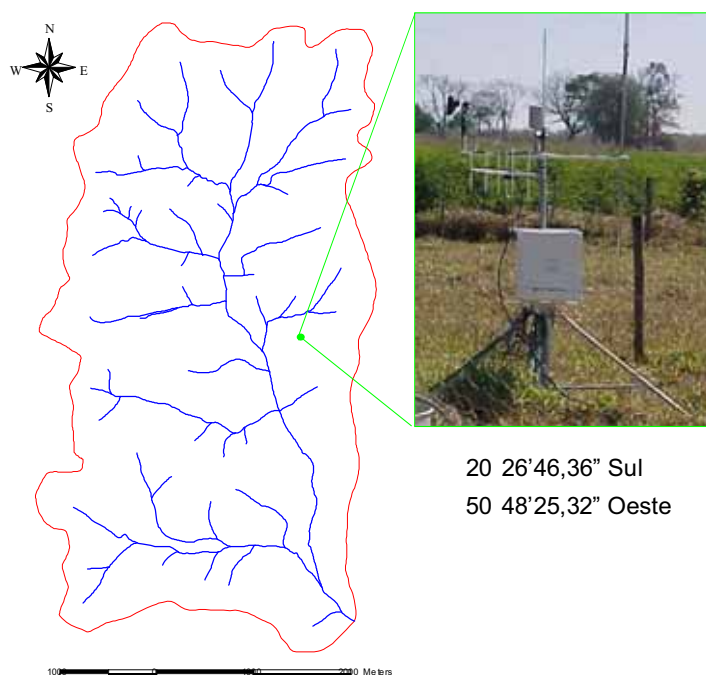


Figura 9. Localização da estação agroclimática.

Os dados monitorados diariamente pela estação automática foram: temperatura (média, máxima e mínima), umidade relativa (média, máxima e mínima), radiação global, radiação líquida, fluxo de calor, velocidade do vento (média e máxima), direção do vento, pressão atmosférica, evapotranspiração de referência Penman-Monteith (ALLEN et al, 1998, 297p.) e precipitação.

Para a caracterização climática foram utilizados os dados armazenados em banco de dados do período de 1998 a 2007. Os dados analisados foram os valores médios mensais de temperatura, umidade relativa, radiação solar, radiação líquida e velocidade do vento, além dos totais médios mensais de evapotranspiração de referência e precipitação. A análise consistiu na variabilidade temporal com os respectivos erros padrões da média ao nível de 95% de confiança estatística.

Em seguida foi elaborado o balanço hídrico normal para a microbacia sendo realizada nova análise estatística para determinar os valores médios anuais das variáveis climáticas analisadas dentro dos períodos normal e de déficits hídricos, visando detectar tendências para as variáveis dentro de cada período. Novamente os valores médios foram apresentados seguidos dos respectivos erros padrões da média ao nível de 95% de confiança estatística. Para verificar diferenças estatísticas adotou-se o critério de não sobreposição dos limites superior e inferior dos erros padrão das médias (GRAVETTER; WALLNAU, 1995, 429p.).

3.4. Construção do Banco de Dados Georreferenciado

A base cartográfica utilizada para a confecção do banco de dados da microbacia foi a carta planialtimétrica digital de 2003, cedida pela equipe de engenharia do Escritório de Desenvolvimento Rural de Jales - SP. A partir da ortofoto e dos dados finais do levantamento das áreas irrigadas e dos recursos hídricos foi confeccionado um banco de dados completo e atualizado da microbacia do córrego Três Barras em formato digital SHAPEFILE, contendo as seguintes informações:

- Uso e ocupação do solo;
- Uso e ocupação do solo em áreas de preservação permanente (APP);
- Divisor de águas da microbacia do Córrego Três Barras;
- Divisor de águas das sub-bacias;
- Rede de drenagem (cursos d'água e leitos secos);
- Irrigantes;
- Áreas irrigadas (videiras);
- Captações dos sistemas de irrigação;
- Pontos de monitoramento hídrico;
- Isolinhas altimétricas;
- Mapa pedológico;
- Classes de declividade;
- Balanço Hídrico;
- Expectativa de perda solo.

3.4.1. Uso e Ocupação dos Solos

A confecção do mapa de uso e ocupação do solo foi iniciada com a importação da ortofoto em extensão TIF (arquivo "orto.tif"), para o software SPRING versão 4.3.3. Em seguida foi criado um plano de informação (PI) de uso e ocupação do solo do tipo "Temático", para a digitalização dos alvos.

A delimitação das classes de uso e ocupação do solo foi realizada por digitalização manual na edição vetorial, na medida em que as classes foram sendo identificadas pelo processo de interpretação visual. Neste processo, as características mais importantes na

interpretação do uso e ocupação do solo foram tonalidade, cor, textura, padrão, forma e sombra.

A atualização do uso e ocupação do solo foi realizada por meio de visitas técnicas de campo, na ocasião das amostragens de água e nas reuniões com os irrigantes, que auxiliaram no processo. Após o término da digitalização os polígonos foram classificados de acordo com a ocupação, sendo encontradas e definidas as seguintes classes com as respectivas siglas: pastagem - P, vegetação de várzeas - VV, culturas perenes - CP (atemóia, laranja e limão, etc), culturas perenes irrigadas -CPI (somente as videiras), área urbana - AU, matas - M, matas degradadas - MD, culturas anuais - CA, estradas pavimentadas - EA, estradas rurais - ER, faixa de lateral das estradas pavimentadas - FRP (entre o acostamento e a cerca das propriedades rurais) e moradias rurais - MR (incluindo as instalações aos seus arredores). Posteriormente o PI foi exportado para o formato SHAPEFILE.

3.4.2. Uso e Ocupação do Solo em Área de Preservação Permanente (APP)

Para a confecção do mapa de uso e ocupação do solo em APP, a primeira etapa foi a elaboração do polígono delimitador da APP, de acordo com a legislação, sendo de distância de 30 metros a partir do leito original do córrego e de 50 metros a partir das nascentes. Este procedimento foi realizado a partir do PI de cursos d'água utilizando a ferramenta de mapa de distâncias do software SPRING 4.3.3.

Em seguida realizou-se o recorte do uso e ocupação da microbacia utilizando como máscara o polígono delimitador da APP, concluindo-se assim o PI temático de uso e ocupação em APP. Depois o PI foi exportado no formato SHAPEFILE, na entidade polígonos, para compor o banco de dados.

3.4.3. Isolinhas Altimétricas

As isolinhas altimétricas (cotadas de 5 em 5 metros) foram obtidas pela base cartográfica já digitalizada, cedida pelo Escritório de Desenvolvimento Rural de Jales - SP, no formato DXF. Sendo assim, neste caso, somente foi realizado a importação dos arquivos para o SPRING 4.3.3 em PI Modelo Numérico do Terreno (MNT) e posteriormente exportados no formato SHAPEFILE.

3.4.4. Divisor de Águas e Rede de Drenagem

O divisor de águas e a rede de drenagem foram obtidas pela base cartográfica já digitalizada cedida pelo Escritório de Desenvolvimento Rural de Jales - SP, no formato DXF. Sendo assim, neste caso somente foi realizado a importação dos arquivos para o SPRING 4.3.3 em PI's Temáticos e posteriormente exportados no formato SHAPEFILE, nas entidades linhas para a rede de drenagem e polígono para o divisor de águas.

Em seguida foram delimitadas as sub-bacias, manualmente, a partir dos pontos de monitoramento hídrico, da rede de drenagem e das isolinhas altimétricas. A delimitação automática não foi realizada em função da baixa resolução do modelo de elevação do terreno não ter proporcionado um bom resultado final.

Posteriormente, foram realizados os recortes de todos os outros SHAPES confeccionados, utilizando como máscara os SHAPES das sub-bacias. Assim, foi possível obter todas as informações espaciais por sub-bacia avaliada.

3.4.5. Irrigantes

Para a construção deste mapa, inicialmente realizou-se o georreferenciamento das sedes das propriedades rurais dos irrigantes. Em seguida, as coordenadas foram importadas na forma de pontos em PI's Cadastrais, constando o nome do irrigante e de sua propriedade e sua respectiva foto. Depois o PI foi exportado no formato SHAPEFILE, na entidade ponto.

3.4.6. Áreas Irrigadas e Captações dos Sistemas de Irrigação

A construção do mapa das videiras irrigadas e captações foram inicialmente realizadas no SPRING 4.3.3, em PI's Cadastrais, por meio de digitalização manual na edição cadastral, na medida em que as classes foram sendo identificadas pelo processo de interpretação visual associado ao georreferenciamento das áreas irrigadas.

No campo, as parreiras ainda ativas e as suas respectivas captações foram georreferenciadas na ocasião da avaliação dos sistemas de irrigação, para a confirmação do que foi digitalizado sobre a ortofoto. Após a exclusão das parreiras desativadas, em cada um dos polígonos cadastrais das parreiras foram inseridos os seguintes dados:

identificador do irrigante (ID), cultivar, número de plantas (Np), sistema de irrigação (SI), vazão total do sistema (Qt), coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC), intensidade de aplicação (para sistemas de aspersão), vazão do emissor (Qe) e fotos.

No caso das captações, foram inseridas os seguintes dados: identificador do irrigante (ID), marca da motobomba, volume do reservatório (quando existir), potência, observações (Obs) e fotos. Posteriormente os PI's foram exportados no formato SHP nas entidades polígonos cadastrais para as videiras e pontos cadastrais para as captações.

3.4.7. Pontos de Monitoramento Hídrico

Para a confecção do mapa dos pontos de monitoramento hídrico, os mesmos foram georreferenciados e suas coordenadas importadas como pontos para um PI Cadastral criado no SPRING 4.3.3, com os seguintes dados: ponto de amostragem, data da amostragem, temperatura (T), condutividade elétrica (CE), ferro total (Fe), cálcio (Ca), magnésio (Mg), dureza total (DT), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), sólidos totais (ST), oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF), turbidez (TD), vazão (Q), seção molhada (Sm), largura da seção (L), profundidade média do canal (Prof), velocidade média do fluxo (v) e descarga sólida total (DST). Posteriormente o PI foi exportado no formato SHAPEFILE, na entidade pontos cadastrais.

3.4.8. Mapa Pedológico

A base de dados utilizada para a confecção do mapa de solos foi o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo (OLIVEIRA et al, 1999, 64p.). Nesta etapa foi importado o arquivo SHAPEFILE dos tipos de solos e, posteriormente, editado com a ferramenta de recorte utilizando o divisor de águas como máscara. Em seguida o mesmo foi exportado no formato SHAPEFILE, na entidade polígonos, para constituir o banco de dados.

3.4.9. Classes de Declividade

A obtenção do SHAPEFILE das classes de declividade foi realizada no software SPRING 3.3.3. com a geração das grades retangulares por interpolação de média/cota/quadrante e triangulares, seguida da grade de declividades, a partir dos quais foram definidas as classes de declividade na operação de fatiamento.

As classes de declividade foram definidas de acordo com as recomendações de Silva et al (2003, p.75) visando a simulação das perdas de solo, as quais foram: 0-2%, 2-8%, 8-12%, 12-16%, 16-20%, 20-25% e >25%. Para esta operação foi criado um PI Temático contendo os polígonos com as respectivas classes de declividade. Posteriormente foram exportados nos formatos SHP, SHX e DBF nas entidades polígonos.

3.4.10. Balanço Hídrico Espacial

Com os mapas de uso e ocupação e classes de solos foi realizado o cruzamento dos mesmos com o auxílio do software ARCVIEW GIS 3.2, obtendo-se as unidades formadas por mesma capacidade de armazenamento de água (capacidade de água disponível - CAD) e consumo de água (coeficiente de cultura - kc).

Com os dados climáticos dos totais médios mensais de evapotranspiração de referência e precipitação foi elaborado um balanço hídrico seqüencial da cultura para cada uso e ocupação do solo na microbacia, utilizando a metodologia proposta Thornthwaite e Mather (1955) citado por (PEREIRA et al, 2002, 478p.). Os totais de evapotranspiração de referência e precipitação, entre os intervalos de avaliação utilizados, estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Valores acumulados de precipitação e evapotranspiração entre os intervalos de avaliação.

Data	Precipitação (mm)	Evapotranspiração de Referência (mm)
18/01/06	149,0	122,1
01/03/06	502,1	130,7
28/03/06	107,2	56,9
20/04/06	11,5	59,2
23/05/06	78,8	83,2
29/06/06	0,3	94,4
22/07/06	0,0	64,7
26/08/06	7,6	111,6
28/09/06	40,1	118,3
19/10/06	66,9	93,5
11/11/06	62,0	93,2
13/12/06	99,0	143,4
09/01/07	216,5	96,6
15/02/07	299,4	140,8
21/03/07	94,4	138,1
12/04/07	26,2	66,8
10/05/07	6,7	91,3
28/06/07	79,0	126,2
18/07/07	13,0	58,2
15/08/07	27,9	95,8
19/09/07	0,0	177,0
26/10/07	59,2	188,3
14/11/07	125,3	57,9
10/12/07	60,4	116,7

Para este trabalho foi adotada uma profundidade efetiva do sistema radicular de 60 cm e o ARGISSOLO com capacidade média de armazenamento de $1,0 \text{ mm cm}^{-1}$ de solo e, conseqüentemente, a capacidade de água disponível (CAD) de 60 mm. Os coeficientes de cultura utilizados para as ocupações dos solos da microbacia estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Coeficientes de cultura (kc) adotados para o balanço hídrico espacial e temporal.

Ocupação	Coeficiente de Cultura (kc)
Pastagem na estação chuvosa	1,0
Pastagem na estação seca	0,3
Culturas Perenes	0,8
Vegetação de várzeas	1,0
Matas	0,7
Área Urbana	0,1
Culturas perenes irrigadas (videiras)	0,5
Matas degradadas	0,5
Faixa de estradas pavimentadas	0,3
Moradias rurais	0,1
Estradas rurais (não pavimentadas)	0,1
Estradas pavimentadas	0,0
Culturas anuais	0,7

Fonte: ALLEN et al (1998).

Realizado o balanço hídrico seqüencial da cultura e determinada a disponibilidade atual de água no solo para cada uso e ocupação nos diferentes períodos avaliados, os mesmos foram classificados de acordo com a água disponível do solo, nas seguintes classes: 80 a 100% da CAD, 60 a 80% da CAD, 40 a 60% da CAD, 20 a 40% da CAD e menos de 20% da CAD.

Para isto, na tabela do tema uso e ocupação dos solos no software ARCVIEW GIS 3.2, foram criadas 24 novas colunas ("Fields") para os períodos avaliados (datas). A partir da ferramenta calcular ("Calculate"), em cada período, foram acrescentados os usos e ocupações ("*[Data]=[Uso e Ocupação]*") e, posteriormente, substituídos pelas respectivas classes de água disponível no solo de acordo com a sua situação em cada período avaliado ("*[Data].Substitute('Uso e Ocupação','Água Disponível no Solo')*").

Assim, foi possível a partir de cada coluna da tabela ("Field") obter para a microbacia, uma mapa temático para cada período avaliado (variabilidade temporal) e as variações de disponibilidade de água no solo para cada uso e ocupação do solo (variabilidade espacial).

3.4.11. Expectativa de Perda de Solo

Para a elaboração do mapa da expectativa de perda de solo, inicialmente, foi determinado o aporte de sedimentos conforme Silva et al (2003, p.76), para as sub-bacias de estudo, pelo método da Equação Universal de Perda de Solo Modificada (EUPS-m). Neste método, o aporte de sedimentos é determinado pela seguinte expressão:

$$Y = 89,6 \cdot (Q \cdot q_p)^{0,56} \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \dots\dots(2)$$

sendo:

Y - aporte de sedimentos no exutório da bacia (t);

Q - volume de escoamento superficial (m³);

q_p - vazão de pico (m³ s⁻¹);

K, LS, C e P - fatores da Equação Universal de Perda de Solo.

O aporte total de sedimentos em cada sub-bacia foi determinado pela soma dos aportes de sedimentos das áreas das unidades hidrológicas diferentes dentro de cada sub-bacia. As áreas totais das unidades hidrológicas por sub-bacia foram obtidas do cruzamento dos mapas temáticos de cada um dos fatores K, LS, C e P, utilizando o software ARCVIEW GIS 3.2 com o auxílio da ferramenta auxiliar “*GeoProcessing Wizard*”.

3.4.11.1. Volume de Escoamento Superficial (Q)

O volume de escoamento superficial em cada unidade hidrológica foi determinado em função da área de drenagem e do volume precipitado, utilizando a seguinte expressão:

$$Q = \frac{P \cdot A}{10^3} \dots\dots(10)$$

sendo:

Q - volume de escoamento superficial (m³);

P - precipitação (mm);

A - área de drenagem da unidade hidrológica (m²).

3.4.11.2. Vazão de Pico (q_p)

Como nenhuma das unidades hidrológicas superou uma área total de 2 km², a vazão de pico nas unidades hidrológicas foi determinada utilizando o método Racional (DAEE, 2005, 116p.), utilizando a seguinte expressão:

$$q_p = 0,1667 \cdot C \cdot i \cdot A \dots\dots(11)$$

sendo:

q_p - vazão-pico (m³ s⁻¹);

C - coeficiente de escoamento superficial;

i - intensidade máxima de precipitação (mm min⁻¹);

A - área de drenagem da unidade hidrológica (ha).

Os coeficientes de escoamento superficial foram definidos de acordo com as classes de uso e ocupação do solo em cada uma das unidades hidrológicas, seguindo os critérios apresentados por DAEE (2005, p.16), sendo os valores utilizados apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Coeficientes de escoamento superficial.

Ocupação	Coeficiente de Escoamento Superficial (C)
Pastagem	0,25
Culturas Perenes	0,30
Vegetação de várzeas	0,25
Matas	0,20
Área Urbana	0,70
Culturas Perenes Irrigadas (Videiras)	0,30
Matas Degradadas	0,25
Faixa de Estradas Pavimentadas	0,25
Moradias rurais	0,60
Estradas Rurais (não pavimentadas)	0,60
Estradas Pavimentadas	1,00
Culturas Anuais	0,35

As equações de intensidade de precipitação utilizadas na determinação de intensidade média máxima de precipitação, para cada sub-bacia de estudo, estão apresentadas na Tabela 14.

Tabela 14. Equações de intensidade de precipitação para as sub-bacias avaliadas.

Sub-bacia				
1	2	3	4	5
$i = \frac{1707,812 \cdot T^{0,101}}{(t + 24,894)^{0,794}}$	$i = \frac{1713,270 \cdot T^{0,102}}{(t + 24,828)^{0,796}}$	$i = \frac{1718,348 \cdot T^{0,103}}{(t + 24,760)^{0,797}}$	$i = \frac{1737,973 \cdot T^{0,105}}{(t + 24,412)^{0,804}}$	$i = \frac{1754,624 \cdot T^{0,107}}{(t + 24,105)^{0,809}}$

OBS: i (intensidade de precipitação, mm h⁻¹); T (período de retorno, anos); t (duração da precipitação, horas).

O período de retorno adotado foi de 15 anos (valor considerado para áreas agrícolas) e a duração das chuvas, para determinação da vazão de pico, foi igual ao tempo de concentração em cada unidade hidrológica. Os parâmetros relativos à localidade foram obtidos por interpolação com o auxílio do software PLÚVIO 2.1 (SILVA, et al, 1999, p.70-87) para cada sub-bacia avaliada. O tempo de concentração foi calculado utilizando a equação de Kirpich (PRUSKI et al, 2003, 88p.) conforme a seguinte expressão:

$$t_c = 57 \cdot \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \dots\dots(12)$$

sendo:

t_c - tempo de concentração (min);

L - comprimento do talvegue (km);

H - diferença de nível (m).

O comprimento do talvegue foi considerado o comprimento da vertente das unidades hidrológicas, obtido pela geração do mapa temático de comprimento das vertentes, com o auxílio do software IDRISI Andes versão 15.00 utilizando a ferramenta comprimento de rampa ("*Slopelength*") na análise de superfícies ("*Surface Analysis*"). A amplitude das classes de comprimento das vertentes geradas foi de 20 m, iniciando na classe de 0 a 20 m e terminando na classe de 940 a 960 m, totalizando 35 classes encontradas para comprimento da vertente (Figura 10a).

A diferença de nível das unidades hidrológicas foi obtida em função da declividade, utilizando a seguinte expressão:

$$H = X \cdot \text{sen}[\arctan(d)] \dots\dots(13)$$

sendo:

H - desnível (m);

X - comprimento da vertente (m);

d - declividade (decimal).

A obtenção das classes de declividade para o calculo do desnível já foi descrito no item “3.4.9. Classes de Declividade, página 57” (Figura 10b). Os valores de comprimento da vertente e declividade considerados nos cálculos do tempo de concentração foram os valores médios, isto é, a média entre os valores superiores e inferiores de cada classe dos mapas temáticos.

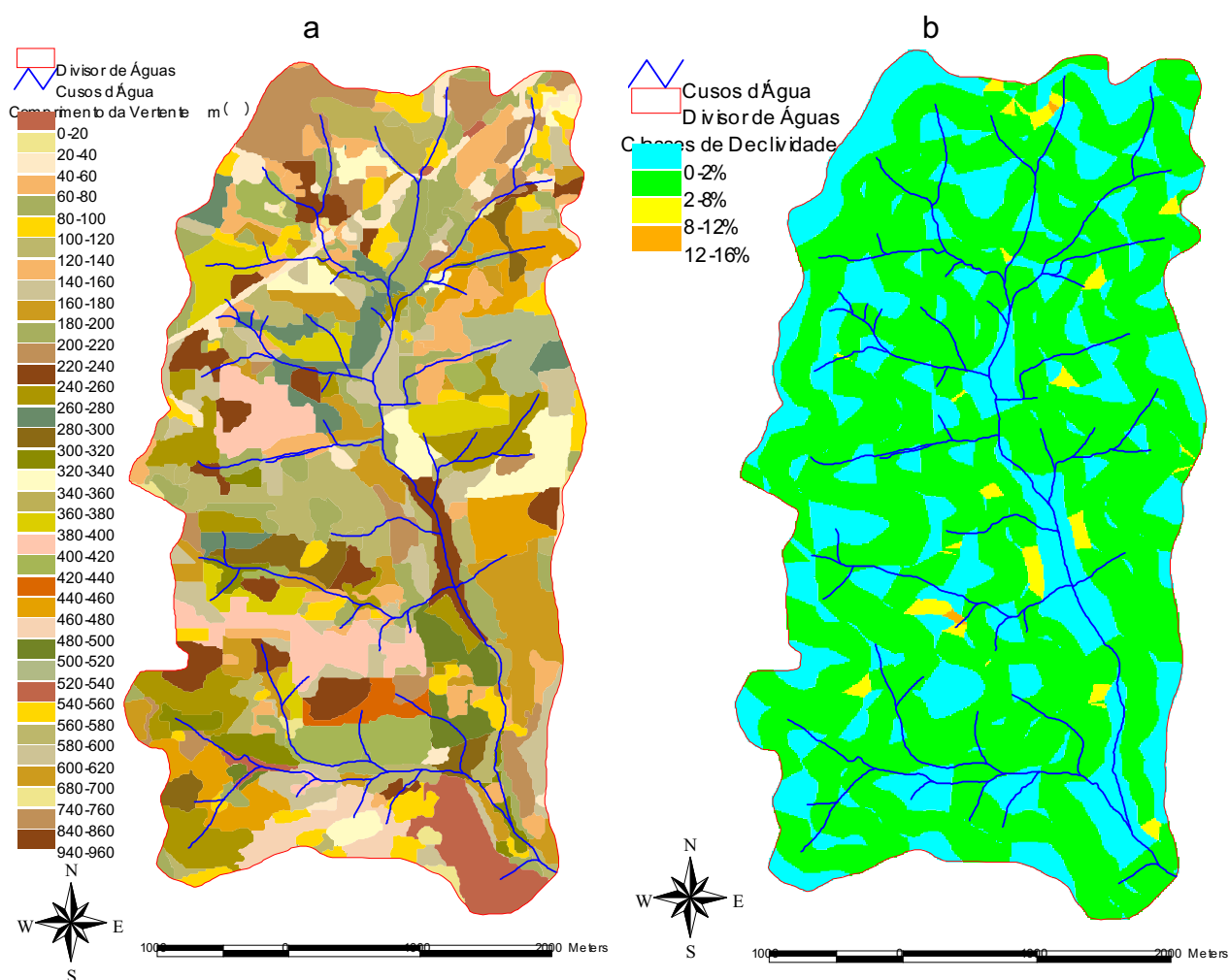


Figura 10. Mapas temáticos do comprimentos das vertentes (a) e das declividades (b).

3.4.11.3. Erodibilidade do solo (K)

O fator K de erodibilidade do solo adotado foi de 0,04 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ para ARGISSOLOS (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999, 355p.). Como na microbacia do córrego Três Barras foi identificada somente uma classe de solo, na escala de trabalho considerada, não foi preciso realizar o cruzamento do mapa temático para este fator.

3.4.11.4. Fator Comprimento e Grau do Declive (LS)

O fator LS de comprimento e grau do declive foi determinado utilizando a metodologia em que não são respeitados os valores experimentais de 25 m de comprimento de rampa e 9% de declividade (SILVA et al, 2003, 138p.), ou seja:

$$LS = \left(\frac{\sqrt{X}}{100} \right) \cdot (1,36 + 0,97S + 0,1385S^2) \dots\dots(14)$$

sendo:

X - comprimento da vertente (m);

S - declividade (%).

Os valores de comprimento da vertente e declividade considerados nos cálculos do fator LS foram os valores médios, isto é, a média entre os valores superiores e inferiores de cada classe dos mapas temáticos.

3.4.11.5. Fator de Uso e Manejo do Solo (C)

O fator C de uso e manejo do solo foi definido de acordo com o uso e ocupação do solo (Figura 11a) seguindo as recomendações de Silva et al (2003, p.75), cujos valores estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Valores adotados para os fator C.

Ocupação	Valor de C
Pastagem	0,100
Culturas Perenes	0,200
Vegetação de várzeas	0,010*
Matas	0,001
Área Urbana	0,000
Culturas Perenes Irrigadas (Videiras)	0,200*
Matas Degradadas	0,010*
Faixa de Estradas Pavimentadas	0,010
Moradias rurais	0,800*
Estradas Rurais (não pavimentadas)	0,080
Estradas Pavimentadas	0,000
Culturas Anuais	0,600

*Valores subjetivamente adotados conforme os demais.

3.4.11.6. Fator de Práticas Conservacionistas (P)

O fator P de práticas conservacionistas foi definido de acordo com as unidades hidrológicas constituídas de mesma condição de conservação do solo e mesma declividade. Para isto foi realizado um cruzamento dos mapas temáticos de condição de conservação do solo e de declividades utilizando o software ARCVIEW GIS 3.2, com o auxílio da ferramenta auxiliar “*GeoProcessing Wizard*” (Figura 11b). Os valores adotados para o fator de práticas conservacionistas foram obtidos de Silva et al (2003, p.75) e estão apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Valores adotados para o fator P em função da condição de conservação do solo e declividades (S).

Situação	Valores de S (%)	Valor de P
Morro abaixo	qualquer valor	1,00
Terraceamento	$0 \leq S < 2$	0,12
	$2 \leq S < 8$	0,10
	$8 \leq S < 12$	0,12
	$12 \leq S < 16$	0,14
Cordões de vegetação permanente	$0 \leq S < 2$	0,30
	$2 \leq S < 8$	0,25
	$8 \leq S < 12$	0,30
	$12 \leq S < 16$	0,35

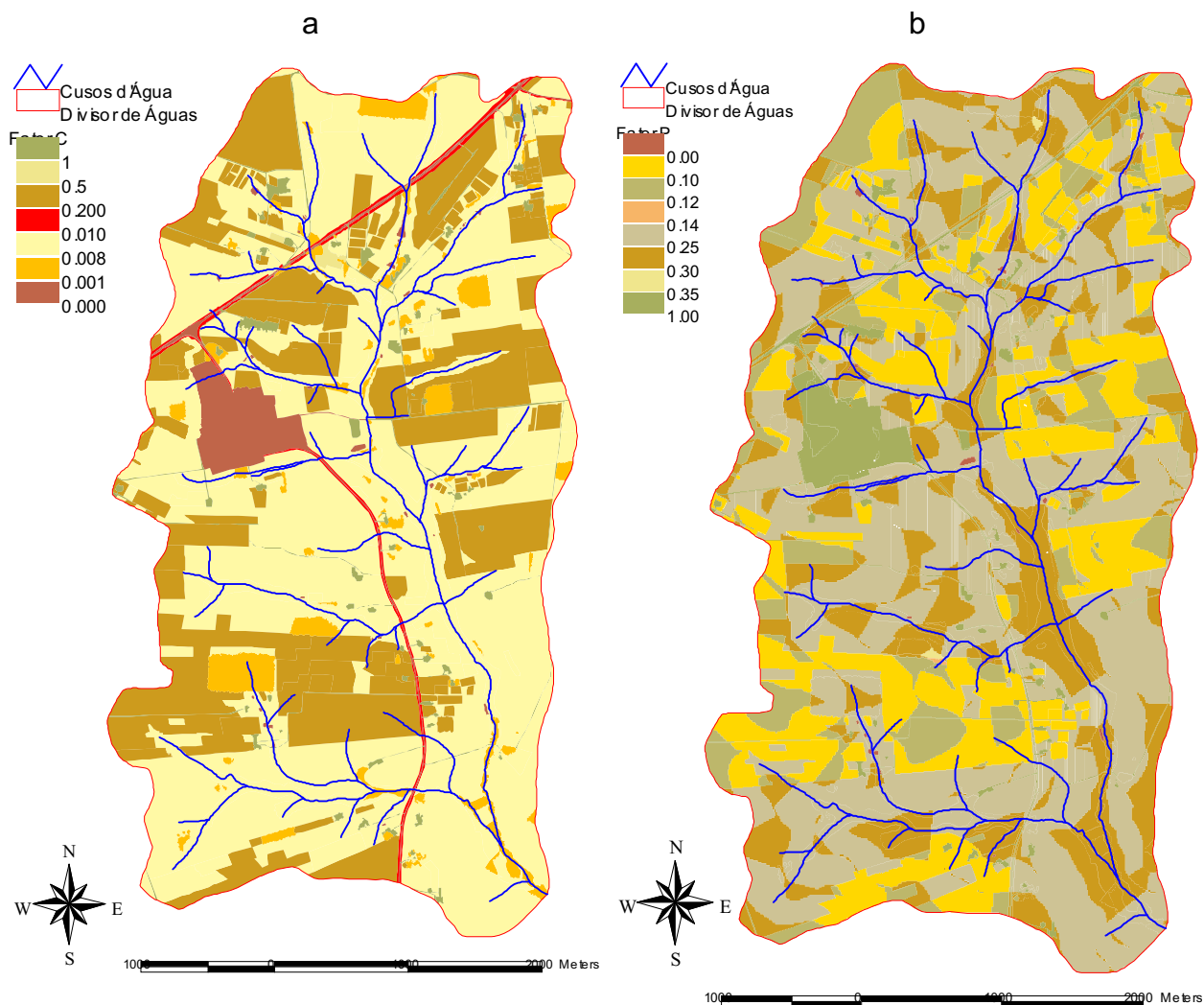


Figura 11. Mapas temáticos dos fatores C (a) e P (b) da EUPS-m.

3.4.11.7. Classificação da Expectativa de Perda de Solo

Após determinados os mapas de todos os fatores da EUPS-m, conforme descrito anteriormente, os mesmos foram muntiplicados novamente com o auxílio do software ARCVIEW GIS 3.2, com a ferramenta auxiliar “*Calculator*”, foi determinado o fator LS e o valor do produto dos fatores LS, C, P e K, obtendo-se as unidades hidrológicas semelhantes (Figura 12).

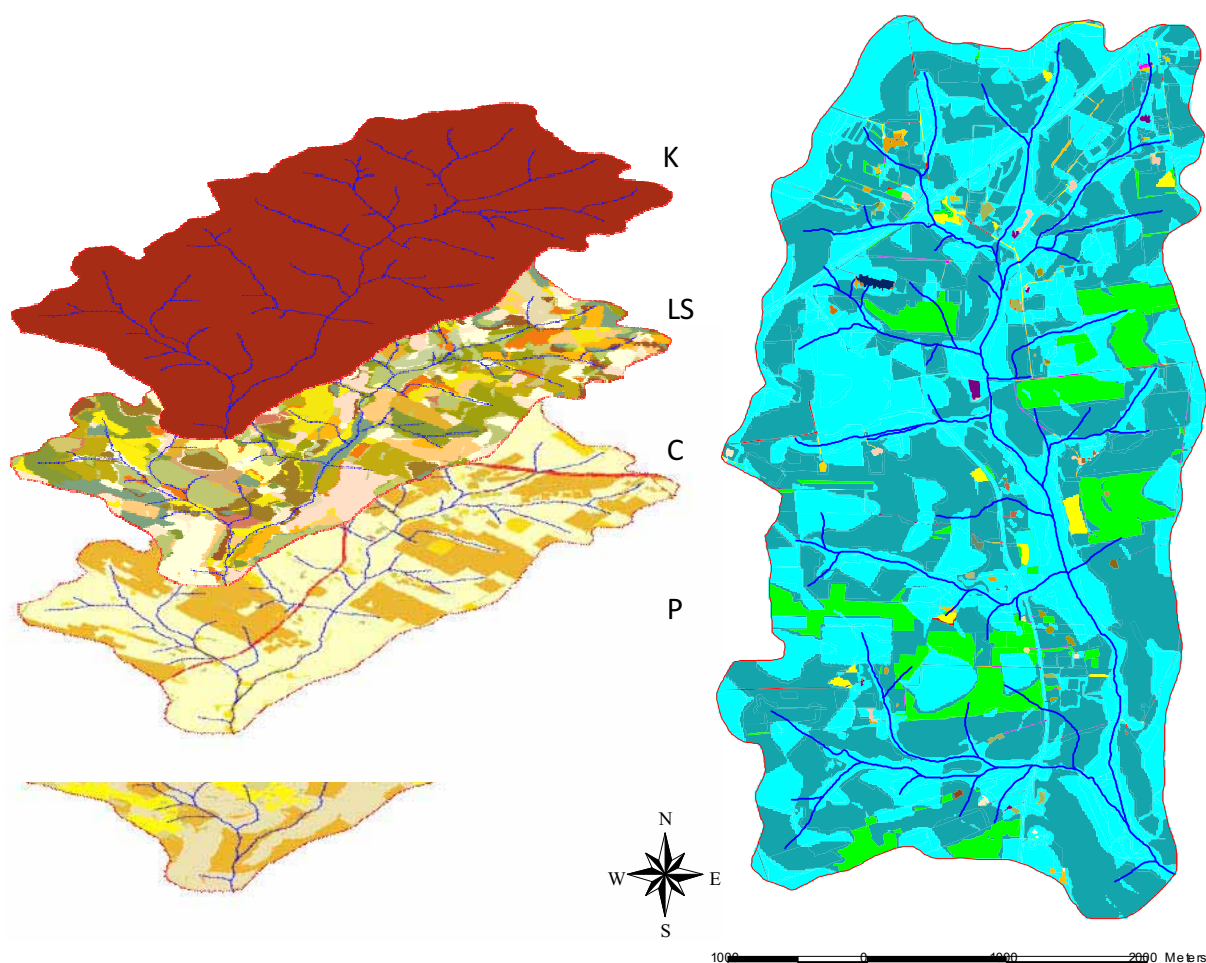


Figura 12. Representação esquemática do mapa das unidades hidrológicas obtidas pelo produto dos fatores X, S, C e P.

Posteriormente, determinou-se o aporte de sedimentos das unidades hidrológicas dentro de cada sub-bacia no software ArcView 3.2 e, em seguida, a taxa de perda de solo (quociente entre aporte de sedimentos e a área de drenagem da unidade hidrológica). Após o calculados os aportes de sedimentos para cada unidade hidrológica, em cada período avaliado, foi realizada a sua classificação de acordo com as recomendações de Silva et al (2003, p.32), apresentada na Tabela 17.

Tabela 17. Classes de interpretação para a expectativa de perda de solo.

Taxa de Perdas de Solo ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)	Interpretação
< 10	Nula a pequena
$10 \leq Y < 15$	Moderada
$15 \leq Y < 50$	Média
$50 \leq Y < 120$	Média a forte
$120 \leq Y < 200$	Forte
> 200	Muito forte

Após determinadas as taxas de perda de solo, os mesmos foram classificados no software ARCVIEW GIS 3.2 gerando-se uma nova coluna com a classificação da expectativa de perda de solo. Assim, foi possível obter o mapeamento da expectativa de perda de solo para cada período avaliado (variabilidade temporal) e para cada classe de unidade hidrológica (variabilidade espacial) na microbacia.

3.5. Recursos Naturais

3.5.1. Diagnóstico do Uso dos Solos

O diagnóstico da atual situação dos solos foi realizado pela determinação do uso e ocupação dos solos na microbacia e nas áreas de preservação permanente (APP's), pelo aporte de sedimentos e pela classificação da expectativa de perda de solo. As metodologias para estas determinações já foram apresentadas no “*item 3.4.*” (página 53).

Os dados de uso e ocupação, por contemplar toda a população em estudo (microbacia), foram somente apresentados na forma percentual para a microbacia e individualmente para cada sub-bacia avaliada. Já para os dados de aporte de sedimentos foram realizadas análises exploratórias dos dados, com apresentação dos valores mínimos, máximos e médios seguidos do erro padrão da média (com 95% de confiança estatística) para as sub-bacias avaliadas e dentro de cada período do ano (seco e chuvoso). Também foram realizadas análises gráficas por meio de gráficos de barras das médias com os respectivos erros padrões da média, gráficos “box plot” (indicando a distribuição da mediana e quartis) além dos gráficos de variabilidade temporal durante todo o período avaliado (gráficos de linhas).

Para a expectativa de perda de solo foi elaborada a variabilidade espacial e temporal para cada período de avaliação, por meio dos mapas para cada período avaliado, com o intuito de evidenciar a dinâmica da perda de solo na microbacia e as épocas mais críticas.

3.5.2. Diagnóstico dos Recursos Hídricos

3.5.2.1. Vazões

As vazões foram obtidas com o uso de molinete hidrométrico modelo FP101-FP201 Global Flow Probe (Figura 13). As velocidades do escoamento foram obtidas em uma seção (no caso de seções inferiores a 0,50 m) ou em diversas seções molhadas ao longo da largura do curso d' água, sendo a vazão total calculada por:

$$Q = v_1 \cdot S_1 + v_2 \cdot S_2 + \dots + v_n \cdot S_n \dots\dots(5)$$

sendo:

Q - vazão do curso d' água ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

v_1 - velocidade do fluxo de água na seção molhada 1 (m s^{-1});

S_1 - área da seção 1 (m^2);

v_2 - velocidade do fluxo de água na seção molhada 2 (m s^{-1});

S_2 - área da seção 2 (m^2);

v_n - velocidade do fluxo de água na seção molhada n (m s^{-1});

S_n - área da seção n (m^2).

A velocidade de escoamento foi medida, em cada local, na profundidade 60% da profundidade total do curso d' água.



Figura 13. Medição da velocidade do fluxo por molinete hidrométrico (à esquerda) e detalhe da medida da velocidade (à direita).

As seções molhadas foram determinadas por meio da medição do perfil transversal do canal, coletando-se as profundidades à espaçamentos regulares de uma margem a outra (Figura 14) e digitalização em software AutoCAD, para a determinação das respectivas seções molhadas.



Figura 14. Detalhe da determinação do perfil do canal.

Posteriormente os dados de vazão foram convertidos em vazão específica, para cada sub-bacia, utilizando a seguinte expressão:

$$Q_{esp} = \frac{3600 \cdot Q}{A}, \dots\dots(15)$$

sendo:

Q_{esp} - vazão específica ($m^3 h^{-1} km^{-2}$);

Q - vazão ($m^3 s^{-1}$);

A - área de drenagem da sub-bacia (km^2).

3.5.2.1.1. Classificação

Para a classificação da vazão específica utilizou-se como referência o quociente das vazões regionalizadas pelas respectivas áreas de drenagem para cada sub-bacia avaliada. Com isso, as vazões específicas foram consideradas baixas para valores

inferiores a $Q_{7,10}$, médias para valores entre a $Q_{7,10}$ e a vazão média plurianual, e altas para valores superiores a vazão média plurianual.

3.5.2.2. Transporte de Sedimentos

3.5.2.2.1. Descarga Sólida Total

A descarga sólida total foi determinada pelo método de Colby (1954) (CARVALHO, 1994, 372p.). Neste método a descarga sólida total (DST) é determinada pela seguinte expressão:

$$DST = DSS + DSL \text{(16)}$$

sendo:

DST - descarga sólida total (kg d^{-1});

DSS - descarga sólida em suspensão (kg d^{-1});

DSL - descarga sólida do leito (kg d^{-1}).

A descarga sólida em suspensão é determinada pelo produto da vazão pela concentração de sólidos totais, com base na seguinte equação:

$$DSS = \frac{(C_{ST} \cdot Q) \cdot 24}{10^9} \text{(17)}$$

sendo:

DSS - descarga sólida em suspensão (kg d^{-1});

C_{ST} - concentração de sólidos totais (mg L^{-1});

Q - vazão (L h^{-1}).

A descarga sólida do leito é determinada em função da concentração de sólidos em suspensão, da velocidade média do fluxo e das dimensões do canal, por meio da seguinte expressão:

$$DSL = (39 \cdot v_m^{3,36} \cdot L \cdot K) \cdot 10^3 \dots\dots(18)$$

sendo:

DSL - descarga sólida do leito (kg d^{-1});

v_m - velocidade média do fluxo (m s^{-1});

L - largura linear da seção do canal (m);

K - fator de correção.

O fator de correção é determinado em função da concentração de sólidos totais e da concentração relativa, utilizando a seguinte expressão:

$$K = 1,18 \cdot \left(\frac{C_{ST}}{C_R} \right)^{0,5} \dots\dots(19)$$

sendo:

K - fator de correção;

C_{ST} - concentração de sólidos totais (mg L^{-1})

C_R - concentração relativa (mg L^{-1}).

A concentração relativa é determinada com o auxílio do Ábaco de Colby, em função da velocidade média do fluxo e da profundidade média do canal (Figura 15).

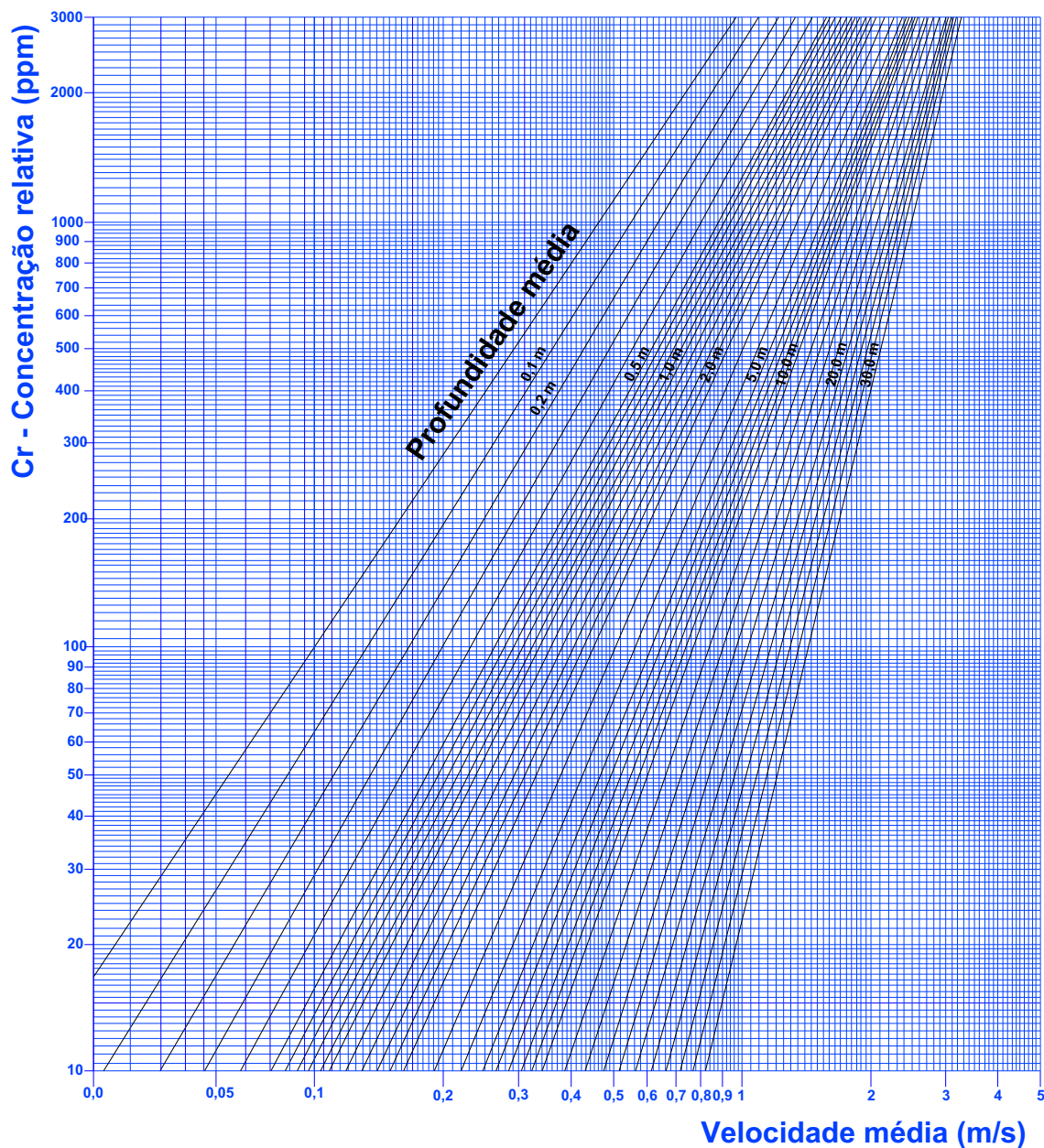


Figura 15. Ábaco para a determinação da concentração relativa.

Em seguida realizou-se a conversão da descarga sólida total em descarga sólida total específica para cada sub-bacia, utilizando seguinte expressão:

$$DST_{esp} = \frac{DST}{A \cdot 10^3} \dots\dots(20)$$

sendo:

DST_{esp} - descarga sólida total específica ($t \, d^{-1} \, km^{-2}$);

DST - descarga sólida total ($kg \, d^{-1}$);

A - área de drenagem da sub-bacia (km^2).

3.5.2.2.2. Coeficiente de Remoção de Sedimentos

O coeficiente de remoção de sedimentos foi determinado de acordo com a seguinte expressão (CARVALHO, 1994, 372p.):

$$CR = \left(\frac{P.S.}{Er} \right) \cdot 100, \dots\dots(21)$$

sendo:

CR - coeficiente de remoção de sedimentos (%);

P.S. - produção sólida total de sedimentos em determinado período ($t \text{ ano}^{-1} \text{ ha}^{-1}$);

Er - quantidade total de material que foi removido pela erosão em determinado período ($t \text{ ano}^{-1} \text{ ha}^{-1}$);

A quantidade total de material que foi removido pela erosão foi considerado o aporte de sedimentos determinado conforme metodologia já descrita (*Item 3.4.11, página 60*). Já a produção sólida total de sedimentos foi determinada utilizando a seguinte expressão (CARVALHO, 1994, 372p.):

$$P.S. = \frac{Ds}{A}, \dots\dots(9)$$

sendo:

P.S. - produção específica de sedimentos ($t \text{ ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$);

Ds - deflúvio sólido anual ($t \text{ ano}^{-1}$);

A - área de drenagem da bacia contribuinte (km^2).

O deflúvio sólido anual foi obtido pela média das descargas sólidas totais obtidas durante o período avaliado seguido dos erros padrão da média (24 avaliações), visando obter a variação possível com 1% de significância estatística. Em seguida foram realizadas análises de regressões entre o coeficiente de remoção de sedimentos e algumas características físicas das sub-bacias visando evidenciar possíveis relações de interesse.

3.5.2.2.3. Classificação

A classificação da descarga sólida específica foi realizada de acordo com as seguintes variações (CARVALHO et al ,2002, 372p.): baixa para valores menores que $70 \text{ t ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$. ($<0,192 \text{ t d}^{-1} \text{ km}^{-2}$), moderada para valores entre 70 e $175 \text{ t ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ($0,192 - 0,479 \text{ t d}^{-1} \text{ km}^{-2}$), alta para valores de 175 a $300 \text{ t ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ($0,479 - 0,822 \text{ t d}^{-1} \text{ km}^{-2}$) e muito alta para valores superiores a $300 \text{ t ano}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ($> 0,822 \text{ t d}^{-1} \text{ km}^{-2}$).

3.5.2.3. Qualidade da Água

3.5.2.3.1. Amostragens e Análises

As amostragens de água para análise de sua qualidade foram realizadas nos intervalos e nos locais já indicados no “item 3.2” (página 43). Os atributos físico-químico-biológicos de qualidade da água avaliados foram temperatura (T), sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), turbidez (TD), pH, dureza total (DT), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro total (Fe), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais (CF) e totais (CT). As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno de dois litros bem higienizadas e acondicionadas em caixas de isopor com gelo, sendo posteriormente levadas ao laboratório (Figura 16).



Figura 16. Detalhe da coleta da amostra.

Para as análises de oxigênio dissolvido, as amostras foram coletadas em garrafas de Van Dorn, onde simultaneamente, adicionavam-se os reagentes para a complexação do oxigênio ainda no campo, evitando assim, a desoxigenação durante o transporte das amostras (Figura 17).



Figura 17. Detalhe da coleta de água para a análise de oxigênio dissolvido.

A síntese dos atributos avaliados, bem como os métodos e equipamentos empregados nas análises, estão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18. Síntese das metodologias e dos equipamentos empregados nas análises dos parâmetros de qualidade de água avaliados.

Atributo	Método	Precisão	Equipamentos
Temperatura	Termômetro	0,5° C	Termômetro analógico de mercúrio
Sólidos totais	Gravimétrico	1,0 mg L ⁻¹	Cápsula de porcelana, balança eletrônica de precisão JK-200 da YMC CO, estufa 305 SE da Fanem, dissecador e papel de filtro (poros de 28 µm).
Sólidos dissolvidos			
Sólidos suspensos			
Turbidez	Nefelométrico	0,1 NTU	Turbidímetro 2020 La Motte
pH	Peagâmetro	0,01	Peagâmetro Q-400A da Quimis
Condutividade elétrica	Eletrodo de platina	0,1 µS cm ⁻¹ a 25° C	Condutivímetro DM3 Digimed
Ferro total	Colorimétrico ferroespectral	0,1 mg L ⁻¹	Colorímetro Merck
Oxigênio dissolvido	Winkler modificado	0,1 mg L ⁻¹	Pipetas de 2 ml, garrafas de Van Dorn e bureta
Dureza total	Titulação	1,0 mg L ⁻¹	Bureta e pipetas
Cálcio			
Magnésio			
Coliformes Totais	Contagem de bactérias	60 NMP 100 ⁻¹ mL ⁻¹	Alfakit
Coliformes Fecais			

As análises de pH, coliformes totais e fecais foram realizadas com no máximo 12 horas da coleta. As análises de ferro total, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade elétrica foram realizadas com no máximo 24 horas da coleta. Para sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, dureza total, cálcio e magnésio, as análises foram realizadas em no máximo 7 dias após a coleta.

3.5.2.3.2. Classificação

Como ainda não existe nenhuma classificação completa sobre a qualidade de água de irrigação, que abranja todos os parâmetros que podem ocasionar algum tipo de problema na utilização dessa tecnologia, a classificação foi realizada utilizando como referência as classificações existentes na literatura para se estabelecer padrões de qualidade de água para a irrigação (Tabela 19).

Tabela 19. Atributos avaliados e limites estabelecidos para a classificação da qualidade de água para a irrigação.

Problema	Limites Estabelecidos			Referência
	Atributos	Baixo	Médio	Alto
Dano a sistemas de irrigação localizada	Sólidos suspensos (mg L^{-1})	< 50	50 - 100	> 100
	Sólidos dissolvidos (mg L^{-1})	< 500	500 - 2.000	> 2.000
	pH	< 7,0	7,0 - 8,0	> 8,0
	Ferro total (mg L^{-1})	< 0,2	0,2 - 1,5	> 1,5
Contaminação por microorganismos patogênicos, excesso de sólidos, carga orgânica e inorgânica	Atributos		Adequado	Inadequado
	Turbidez (NTU)		≤ 100	> 100
	Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})		> 5,0	$\leq 5,0$
	Coliformes totais ($\text{NMP } 100^{-1} \text{ mL}^{-1}$)		≤ 5.000	> 5.000
	Coliformes fecais ($\text{NMP } 100^{-1} \text{ mL}^{-1}$)		≤ 1000	> 1.000
Risco de salinização do solo	Atributos			Ayers e Westcot (1991)
	Condutividade elétrica (dS m^{-1} a 25°C)	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Risco de precipitação de sais	Atributos		Normal	Alto
	Cálcio (mg L^{-1} de CaCO_3)		0 - 1000	> 1000
	Magnésio (mg L^{-1} de CaCO_3)		0 - 250	> 250

Adaptado de Ayers e Westcot (1991)

3.5.3. Análises Estatísticas

A análise da vazão específica, descarga sólida específica e dos atributos de qualidade de água foi realizada por meio de tabelas contendo dados da análise exploratória com os valores mínimos, máximos e médios seguidos dos erros padrão das médias, nos períodos seco e chuvoso, por sub-bacia avaliada. Neste caso também foi adotado critério para diferenciar estatisticamente as médias, o que ocorre quando não há sobreposição dos limites superior e inferior dos erros padrão na comparação das médias (GRAVETTER; WALLNAU, 1995, 429p), considerando 12 avaliações hídricas no período chuvoso e 12 avaliações no período seco.

Em seguida foram realizadas análises gráficas por meio de gráficos de barras das médias com os respectivos erros padrão da média, gráficos “box-plot” (indicando a distribuição da mediana e quartis) além dos gráficos de variabilidade temporal durante todo o período avaliado (gráficos de linhas) com os totais de precipitação e evapotranspiração (gráficos de barras) com indicação do período seco (hachura cor magenta).

Em função dos padrões de referência de qualidade da água estabelecidos foi realizada a classificação da qualidade da água quanto aos problemas que sua utilização poderá provocar. Os resultados das análises foram apresentados em percentual das amostragens distribuídas em cada classe de qualidade da água, por sub-bacia e período avaliado.

Além disso, foram realizadas análises de correlação de Pearson entre as variáveis hídricas e o uso e ocupação do solo. As correlações significativas, pelo menos ao nível de 5% de probabilidade, foram apresentadas graficamente e em mapas, sendo suas intensidades classificadas de acordo com a Hopkins (2000) (Tabela 20).

Tabela 20. Classificação das correlações de acordo com o coeficiente de correlação.

Coeficiente de Correlação	Correlação
$0,0 \leq r < 0,1$ ou $-0,1 < r \leq 0,0$	Muito baixa
$0,1 \leq r < 0,3$ ou $-0,3 < r \leq -0,1$	Baixa
$0,3 \leq r < 0,5$ ou $-0,5 < r \leq -0,3$	Moderada
$0,5 \leq r < 0,7$ ou $-0,7 < r \leq -0,5$	Alta
$0,7 \leq r < 0,9$ ou $-0,9 < r \leq -0,7$	Muito alta
$0,9 \leq r < 1,0$ ou $-1,0 < r \leq -0,9$	Extremamente alta

3.6. Usos dos Recursos Hídricos para a Irrigação

3.6.1. Caracterização das Áreas Irrigadas

As áreas irrigadas que captam água na microbacia foram caracterizadas pela avaliação dos sistemas de irrigação. Cabe ressaltar que somente foram avaliadas as áreas que captam água dos mananciais de superfície, que, durante o período avaliado, foram as áreas de videiras irrigadas.

Os sistemas de irrigação foram avaliados quanto ao seu desempenho e capacidade. A metodologia de avaliação de desempenho utilizada foi a proposta por Bernardo (1995, p.436) e Zocoler (1999, p.33-36), contemplando: dados relativos aos fabricantes dos equipamentos (marcas, modelos, potência do motor, etc) e dados referentes ao desempenho do sistema: vazão (visando quantificar o consumo de água), intensidade de aplicação, coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) para os sistemas de aspersão e coeficiente de uniformidade de irrigação para os sistemas de irrigação localizada (CUD).

As avaliações foram realizadas no período de 29/04/06 a 29/04/2007, em 38 sistemas de irrigação de videiras distribuídos em 8 propriedades de irrigantes. As parreiras foram codificadas com as iniciais dos proprietários e numeração (Identificador - ID) e georreferenciadas com o auxílio de GPS de navegação (Figura 18).



Figura 18. Detalhe da avaliação de sistema de irrigação por aspersão (a) e de microaspersão invertida (b)

3.6.2. Demanda de Água para a Irrigação

3.6.2.1. Sistemas de Irrigação por Aspersão

As demandas nas áreas irrigadas por aspersão foram determinadas em função da necessidade de irrigação (NI), isto é, a quantidade de água necessária para repor a água disponível do solo (AD) consumida pela evapotranspiração da cultura (ET_c) e não repostas pelas precipitações. Para o cálculo da água disponível (AD), utilizou-se um fator de disponibilidade de água no solo de 40% da CAD, de acordo com a seguinte expressão:

$$NI = AD = f \cdot CAD \dots\dots(22)$$

sendo:

NI - necessidade de irrigação (mm);

AD – necessidade de água para repor a água disponível (mm);

f - fator de disponibilidade de água no solo;

CAD - capacidade de água disponível (mm).

A capacidade de água disponível média (CAD) considerada para o tipo de solo da microbacia foi de 1 mm cm⁻¹, em uma profundidade efetiva dos sistema radicular (z) de 40 cm, resultando em uma CAD total de 40 mm. O fator de disponibilidade de água no solo adotado foi de 0,4.

Para a determinação da água consumida pela evapotranspiração da cultura utilizou-se os coeficientes de culturas (kc), sendo de 0,3 da fase do repouso (da colheita até a poda), 0,6 nas fase de poda a brotação e do início do amolecimento das bagas à colheita e 0,7 da brotação ao amolecimento das bagas (ALLEN et al, 1998, 297p.). A evapotranspiração de referência utilizada foi obtida diariamente durante todo o período de avaliação.

O momento de irrigar foi condicionado à água disponível final, isto é, irrigava-se sempre que a água disponível final no solo fosse inferior a 60% da CAD (24 mm). O tempo de irrigação foi determinado a partir da necessidade de irrigação, pela seguinte expressão:

$$TI = \frac{NI}{I_{LL}} \dots\dots(23)$$

sendo:

TI - tempo de irrigação (h);

NI - necessidade de irrigação (mm);

I_{LL} - Intensidade de aplicação líquida (mm h^{-1}).

A intensidade de aplicação líquida dos sistemas de aspersão foi determinada na ocasião da avaliação dos sistemas de irrigação, utilizando a metodologia já mencionada no “item 3.6.1” (página 79). Com isso, foi possível estimar a quantidade de água consumida durante todo o período avaliado e para os 38 sistemas de irrigação que captam água na microbacia.

3.6.2.2. Sistemas de Irrigação Localizada

No caso dos sistemas de irrigação localizada, a necessidade de irrigação (NI) foi determinada pela reposição da quantidade de água evapotranspirada pela cultura (ETc), em um turno de rega fixo de 4 dias. Os coeficientes de cultura (kc) utilizados para a determinação das demandas nos sistemas localizados foram de 0,3 para as fases de repouso (da colheita até a poda) até o florescimento e do início do amolecimento das bagas à colheita, e de 0,4 do florescimento ao início do amolecimento das bagas. O coeficiente de cobertura (kr) utilizado para as videiras foi de 0,80 (SILVA, 2001, 80p., SASSAKI, 2002, 66p.). Sendo assim, a necessidade de irrigação foi determinada por:

$$NI = \frac{ET_o \cdot kc \cdot kr \cdot Ep \cdot El}{Ef} \dots\dots(24)$$

sendo:

NI - necessidade de irrigação ($\text{L planta}^{-1} \text{ d}^{-1}$);

ETo - evapotranspiração de referência (mm);

kc - coeficiente da cultura;

kr - coeficiente de cobertura;

Ep - espaçamento entre plantas (m);

El - espaçamento entre linhas (m);

Ef - eficiência do sistema.

A partir da necessidade de irrigação (NI), o tempo de irrigação (TI) nas áreas irrigadas por sistemas de irrigação localizada foi determinado de acordo com a seguinte expressão:

$$TI = \frac{NI}{n \cdot q_m} \dots\dots(25)$$

sendo:

TI - tempo de irrigação (h);

NI - necessidade de irrigação ($L \text{ planta}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

n - número de emissores por planta (unidades);

q_m - vazão média dos emissores ($L \text{ h}^{-1}$).

O número de emissores por planta de cada parreira foi determinado pelo quociente do número total de emissores com o número total de plantas irrigadas pelo sistema. O número de emissores foi determinado por contagem visual na ocasião da avaliação dos sistemas de irrigação. O número de plantas foi determinado pelo quociente da área total com o espaçamento da cultura em cada sistema de irrigação. A vazão média dos emissores de cada parreira foi determinada na ocasião das avaliações das áreas irrigadas conforme descrito anteriormente.

3.6.2.3. Vazão Consumida na Bacia Hidrográfica

Para a estimativa da vazão média consumida pelos sistemas de irrigação, inicialmente se determinou o volume total consumido pelos sistemas nos mesmos intervalos de avaliação da qualidade e disponibilidade hídrica do manancial, utilizando a seguinte expressão:

$$V_{CONS} = Q_S \cdot TTI \dots\dots(26)$$

sendo:

V_{CONS} - volume consumido em determinado período de avaliação hídrica (m^3);

Q_S - vazão do sistema de irrigação em determinado período de avaliação hídrica ($m^3 h^{-1}$);

TTI - tempo total de irrigação em determinado período de avaliação hídrica (h).

A vazão dos sistemas de irrigação foi determinada na ocasião da avaliação dos sistemas de irrigação no campo e o tempo total de irrigação foi calculado pelo somatório dos tempos de irrigação para o mesmo intervalo de tempo das avaliações de qualidade e disponibilidade hídrica.

Com isso, o volume total consumido pelos sistemas de irrigação que utilizam o mesmo método de irrigação e o mesmo sistema de bombeamento, nos mesmos intervalos de tempo das avaliações hídricas do manancial, foi determinado pela seguinte expressão:

$$V_{TC} = \sum V_{CONSi} \dots\dots(27)$$

sendo:

V_{TC} - volume total consumido em determinado intervalo de avaliação hídrica pelos sistemas de irrigação que utilizam os mesmos métodos de irrigação e o mesmo sistema de bombeamento (m^3);

V_{CONSi} - volume consumido pelo sistema de irrigação “i” (m^3).

Para converter o volume total consumido em vazão média consumida por cada sistema de bombeamento, visando a comparação com a vazão mínima de referência de cada sub-bacia, foi utilizada a seguinte expressão:

$$Q_{CONS} = \frac{\left[\sum \frac{Va_{TCi}}{TDI_i \cdot TRta_i \cdot NSIa_i} + \frac{Vl_{TCi}}{TDI_i \cdot TRtl_i \cdot NSIl_i} \right]}{NMI_i} \dots\dots(28)$$

sendo:

Q_{CONS} - vazão média consumida por um sistema de bombeamento para determinado intervalo de avaliação hídrica ($m^3 h^{-1}$);

Va_{TCi} - volume total consumido pelos sistemas de irrigação por aspersão em determinado período de avaliação hídrica que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “i” (m^3);

$TRta_i$ - turno de rega teórico dos sistemas de irrigação por aspersão em determinado período de avaliação hídrica que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “i” (d);

$NSIa_i$ - número de sistemas de irrigação por aspersão que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “i”;

Vl_{TCi} - volume total consumido pelos sistemas de irrigação localizada em determinado período de avaliação hídrica que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “i” (m^3);

$TRtl_i$ - turno de rega teórico dos sistemas de irrigação localizada em determinado período de avaliação hídrica que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “i” (d);

$NSIl_i$ - número de sistemas de irrigação localizada que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “i”;

TDI - tempo diário utilizado para a irrigação ($h d^{-1}$);

NMI_i - número de métodos de irrigação que utilizam o mesmo sistema de bombeamento i;

O turno de rega teórico para os sistemas de aspersão foi calculado utilizando a seguinte expressão

$$TRta = \frac{ND}{NI} \dots\dots(29)$$

sendo:

$TRta$ - turno de rega teórico para os sistemas de irrigação (d);

ND - intervalo de tempo do período de avaliação hídrica (d);

NI - número de irrigações estimadas para determinado período de avaliação hídrica.

Para os sistemas de irrigação localizada o turno de rega teórico foi fixado em 4 dias. O tempo diário utilizado para a irrigação, considerado na estimativa da vazão média consumida, foi de 21 horas.

Após determinadas as vazões médias consumidas pelos sistemas de bombeamento, a vazão total consumida em cada sub-bacia foi estimada pela seguinte expressão:

$$Q_{TC} = \sum_{i=1}^n Q_{CONSi} \dots\dots(30)$$

sendo:

Q_{TC} - vazão total consumida na sub-bacia em determinado período de avaliação hídrica ($m^3 h^{-1}$);

Q_{CONS} - vazão média consumida pelo sistema de bombeamento “i” ($m^3 h^{-1}$);

Após a determinação da vazão total consumida nas sub-bacias foi possível contrastar as vazões disponíveis com as vazões consumidas, entre cada período de avaliação hídrica, bem como com as vazões medidas no manancial. As máximas vazões disponíveis, para cada sub-bacia, foram consideradas como sendo 50% da vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos (50% da $Q_{7,10}$).

3.6.3. Volume de Reservatórios de Água

O volume total de reservatórios disponível (V_{DISP}) foi determinado pelo produto da área total de espelhos d’água com a profundidade média de 1,5 m. A área total de espelhos d’água em cada sub-bacia foi determinada pelos mesmos procedimentos descritos na determinação do uso e ocupação da microbacia.

A partir dos dados de volume disponível para a microbacia determinou-se os volumes disponíveis por sub-bacia, visando caracterizar a distribuição dos reservatórios de água na microbacia.

Para estimar a quantidade de água dos reservatórios que foi utilizada para a irrigação, nos períodos em que a vazão total consumida foi superior à 50% da $Q_{7,10}$, utilizou-se a seguinte expressão:

$$V_{RN} = \left| 24 \cdot 0,5 \cdot Q_{7,10} \cdot ND - TDI \cdot Q_{TC} \cdot ND \right| \dots\dots(31)$$

sendo:

V_{RN} - volume de água consumido não atendido pela vazão mínima de referência na sub-bacia em determinado período de avaliação hídrica (m^3);

$Q_{7,10}$ - vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ($m^3 h^{-1}$);

TDI - tempo diário utilizado ou disponível para a irrigação (h);

Q_{TC} - vazão total consumida na sub-bacia em determinado período de avaliação hídrica ($m^3 h^{-1}$);

ND - intervalo de tempo do período de avaliação hídrica (d)

Após determinados os volumes de água consumidos não atendidos por 50% da $Q_{7,10}$, os resultados foram contrastados com os volumes disponíveis em cada sub-bacia (V_{DISP}), com o objetivo de identificar possíveis necessidade de aumentar os volumes armazenados.

3.7. Propostas para o Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos para a Irrigação

A partir dos diagnósticos da atual condição do uso dos recursos naturais de água e solo da microbacia foram apresentadas propostas que visem contribuir para a resolução dos possíveis problemas ambientais existentes e promover o uso racional dos recursos hídricos com o foco na irrigação. Para isto, todas as propostas se basearam na atual legislação ambiental, nos resultados obtidos neste trabalho e na literatura, quando necessário.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização Climática

4.1.1. Características Climáticas

Na Figura 19 estão apresentados os valores médios e máximos das variáveis climáticas temperatura (T), umidade relativa (RH), radiação solar (Rs), radiação líquida (Rn), velocidade do vento (U2), evapotranspiração de referência (ET_o) e precipitação (P), bem como o resultado do balanço hídrico, para a microbacia do córrego três Barras, município de Marinópolis - SP.

Pelo balanço hídrico normal mensal a microbacia caracteriza-se por apresentar 7 meses do ano (abril, maio, junho, julho, agosto, setembro e novembro) com déficits hídricos, sendo o mês de agosto, o mais crítico. Os mesmos resultados foram obtidos por Hernandez et al (2000) na mesma região, onde verificou que o mês de agosto é o crítico para o suprimento hídrico das culturas e a deficiência hídrica em pelo menos oito meses do ano, o que limitaria a expressão da potencialidade produtiva das culturas.

Sendo assim, a irrigação constitui-se em uma ferramenta essencial para o desenvolvimento econômico do município, sabendo-se que a agricultura é a principal fonte de renda do município e da microbacia. Na Tabela 21 está apresentado o resultado da análise exploratória dos dados climáticos entre os períodos normal e de déficits hídricos.

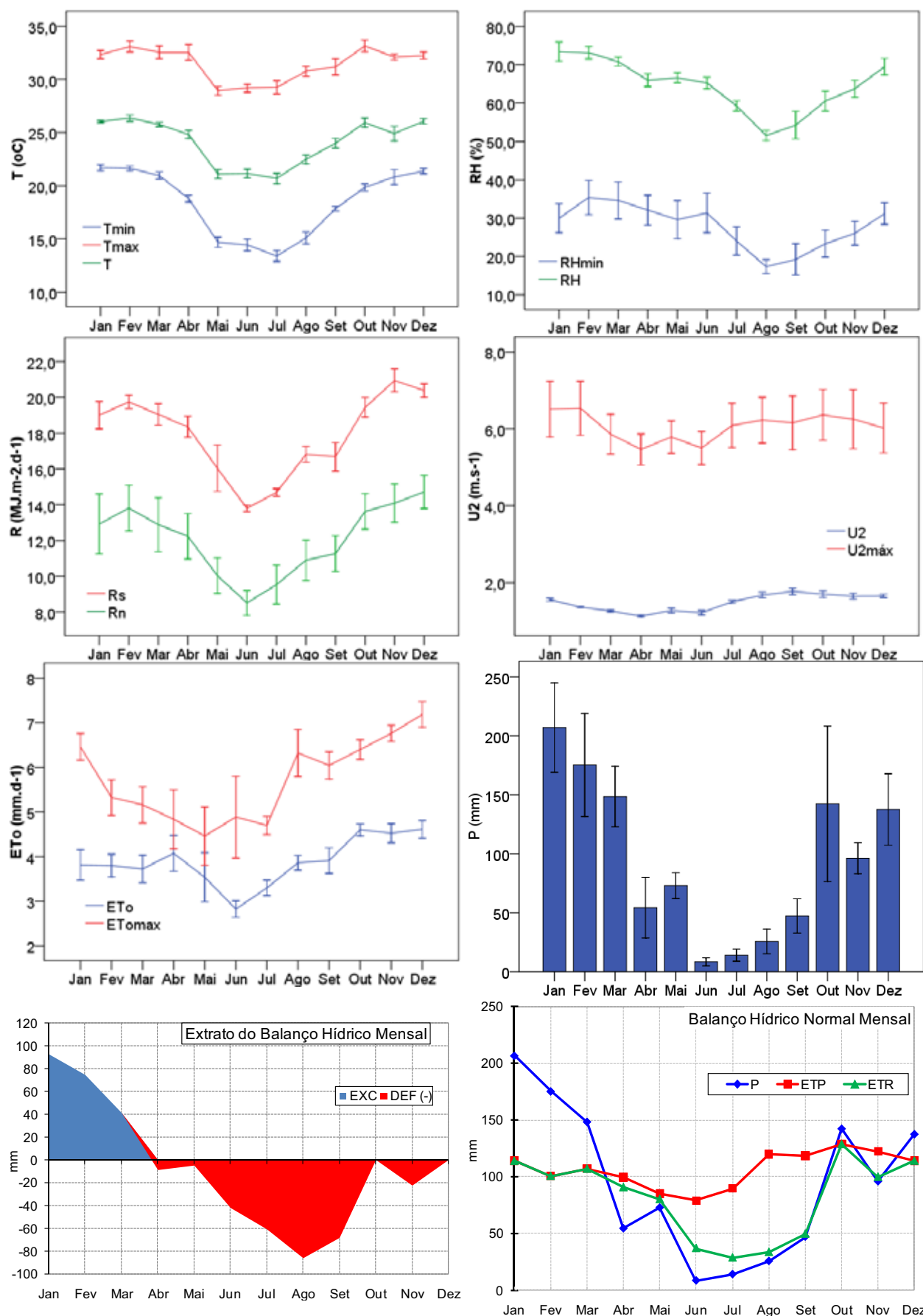


Figura 19. Comportamento dos valores médios das variáveis climáticas e balanço hídrico para a microbacia do Córrego Três Barras no decorrer do ano.

Tabela 21. Análise exploratória das variáveis climáticas.

Variável	Período	Mín.	Máx.	Méd.±EPM
T (°C)	Normal	20,1	26,6	24,2±0,4
	Déficit	18,3	28,3	24,3±0,4
RH (%)	Normal	41,8	79,3	63,6±1,8
	Déficit	47,7	85,5	65,2±1,3
U2 (m s ⁻¹)	Normal	1,10	2,00	1,47±0,05
	Déficit	0,90	2,00	1,46±0,04
DV (°N)	Normal	67,0	164,0	121,0±7,0
	Déficit	53,0	220,0	82,0±5,0
Rs (MJ m ⁻² d ⁻¹)	Normal	12,4	23,7	17,9±0,5
	Déficit	13,1	23,5	17,9±0,4
Rn (MJ m ⁻² d ⁻¹)	Normal	6,2	14,8	10,9±0,5
	Déficit	5,1	21,9	13,0±0,6
ETo (mm per ⁻¹)	Normal	304	651	558±45
	Déficit	474	816	730±46
P (mm per ⁻¹)	Normal	515	1399	813±113
	Déficit	217	661	342±61

OBS: As médias anuais não constam na tabela.

De acordo com os resultados das variáveis climáticas analisadas, a temperatura apresentou uma média anual (T) variando de 24,0 a 24,6°C, não apresentando diferenças significativas entre os períodos normal e de déficit hídrico, embora com uma amplitude maior para o período de déficit hídrico (18,3 a 28,3°C).

A umidade relativa do ar média anual (RH) encontrada variou de 62,9 a 64,9% e também não apresentou diferenças significativas entre os períodos avaliados. Para a velocidade do vento a média anual variou entre 1,44 a 1,50 m.s⁻¹ e sem diferenças significativas entre os períodos avaliados. Com relação a direção do vento, verifica-se que a direção predominante no ano varia de 96 a 104°N, sendo que durante o período de déficit hídrico a amplitude aumenta e o vento passa de uma direção predominante de 114,0 a 128° N durante o período normal, para 77 a 87° N.

Para as radiações, verificou-se uma variação dos valores médios anuais de 17,5 a 18,1 MJ.m⁻².d⁻¹ para a radiação solar e de 11,6 a 12,4 MJ.m⁻².d⁻¹ para a radiação líquida. Entre os períodos normal e de déficit hídrico, verificou-se diferenças significativas somente para a radiação líquida, onde houve um acréscimo no período de déficit hídrico (aumento variando de 8,1 a 23,5%).

Para a evapotranspiração verificou-se um total anual médio variando de 1.186 a 1.348 mm e um valor médio diário variando de 3,7 a 3,9 mm. Com relação ao total

evapotranspirado entre os períodos avaliados houve diferenças significativas, com uma quantidade evapotranspirada variando de 13,4 a 51,1% a mais no período déficit hídrico.

Já a precipitação média anual encontrada para a microbacia variou de 991 a 1.267 mm. O período normal, de acordo com os resultados, possui um total de precipitação que pode variar de 73,7 a 229,4% a mais do que o total precipitado durante o período de déficit hídrico. Estes valores podem representar, em média, 72% de toda a precipitação anual.

De acordo com resultados apresentados na Tabela 21 verificou-se que no período de déficit hídrico, além do menor total precipitado, ocorre maior evapotranspiração, que possivelmente está associada a maior radiação líquida observada neste período. A radiação líquida é a principal fonte de energia para o processo de evapotranspiração (PEREIRA et al, 2002, 478p.) como já constatado por Ferreira (2006, 24p.).

Como as outras variáveis que interferem na evapotranspiração não apresentaram diferenças significativas entre os períodos normal e de déficits hídricos, pode-se inferir que a incidência da radiação líquida na região, durante este período, é o fator que associado a distribuição da precipitação, potencializa os déficits hídricos observados na maior parte do ano (58,3% do ano).

4.1.2. Balanço Hídrico Espacial

Nas Figuras 20 e 21 está apresentado a evolução espacial e temporal da disponibilidade de água no solo na microbacia do córrego Três Barras nos anos de 2006 e 2007. De acordo com os resultados do balanço hídrico espacial a microbacia do córrego Três Barras teve uma média diária de evapotranspiração real de $1.091 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, o que correspondeu a $1,5 \text{ mm d}^{-1}$.

No entanto, as culturas que apresentaram maior evapotranspiração real média foram as culturas perenes com $2,0 \text{ mm d}^{-1}$. Também foram as que mais apresentaram déficits hídricos, com uma média de $0,7 \text{ mm d}^{-1}$. Mais uma vez estes resultados evidenciam a importância da irrigação para o desenvolvimento econômico da microbacia.

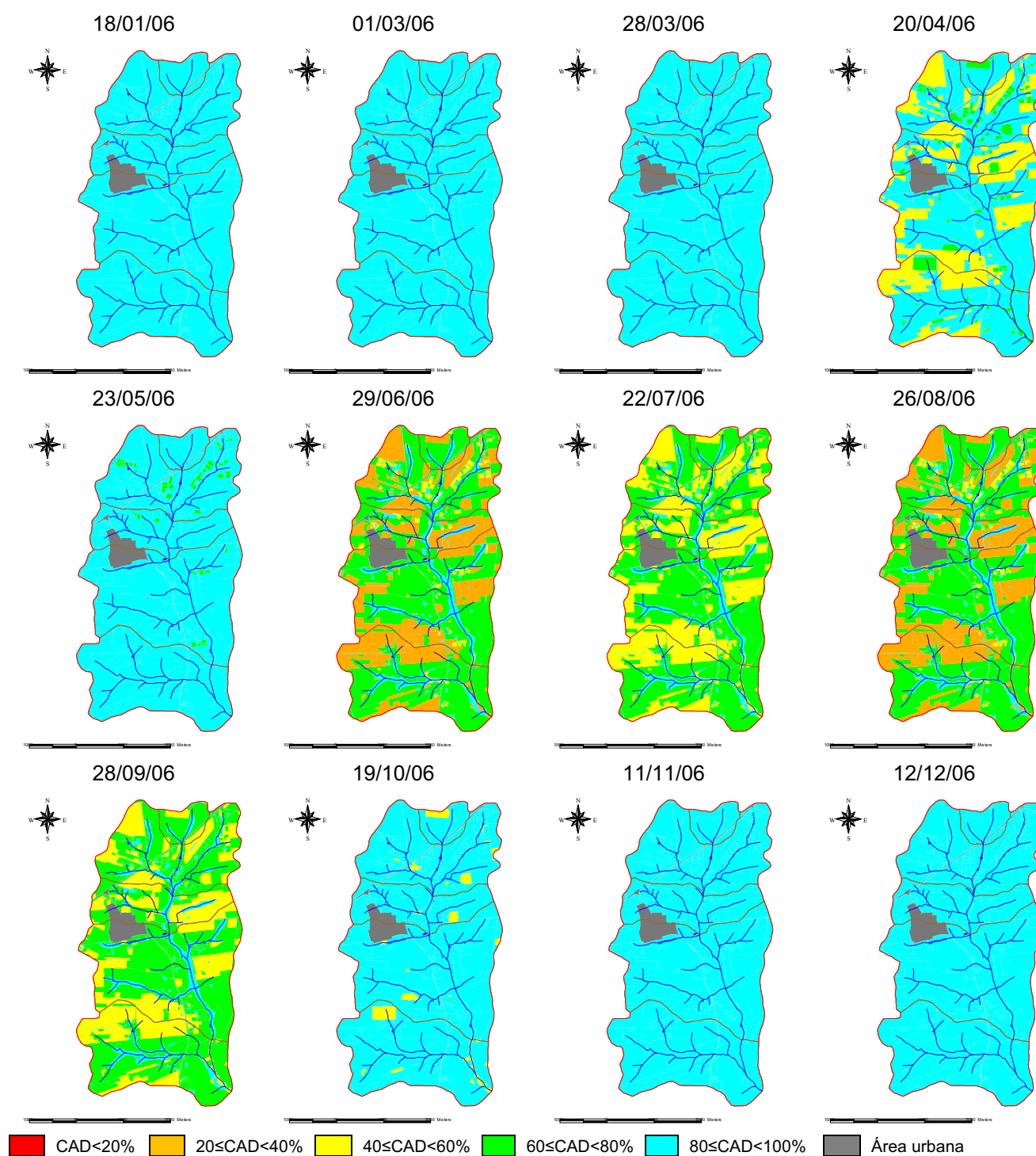


Figura 20. Evolução espacial e temporal da disponibilidade de água no solo no ano de 2006.

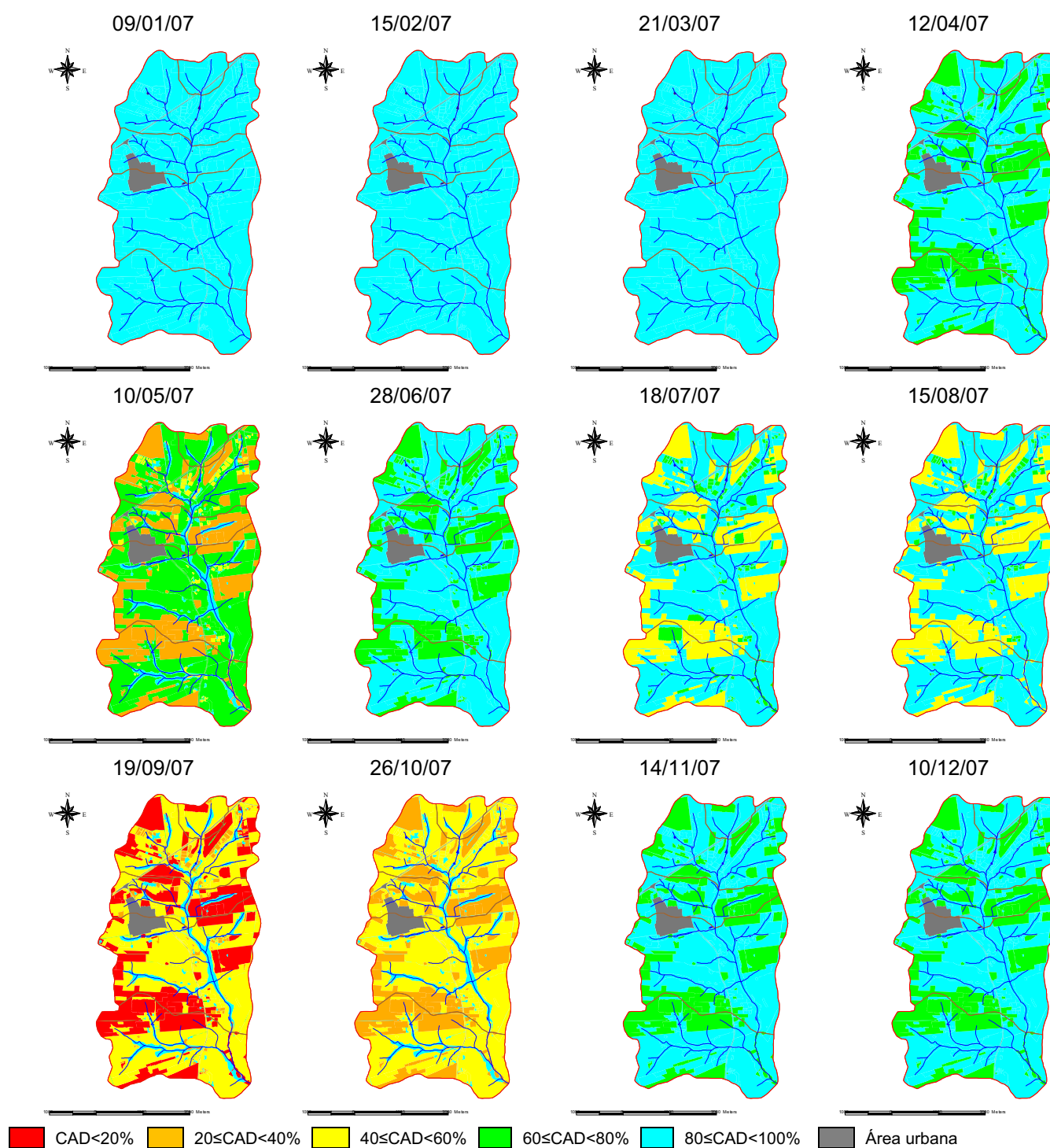


Figura 21. Evolução espacial e temporal da disponibilidade de água no solo no ano de 2007.

Ainda pelas Figuras 20 e 21, verificou-se que o período mais crítico de umidade do solo foi observado em 19 de setembro de 2007, onde 37% da área total da microbacia apresentava uma disponibilidade de água menor que 20% da CAD.

4.2. Solos

4.2.1. Uso e Ocupação na Microbacia

Na Figura 22 está apresentado o uso e ocupação do solos da microbacia do córrego Três Barras (sub-bacia 5) e na Figura 23 estão apresentados o usos e ocupações dos solos, respectivamente, para as sub-Bacias 1, 2, 3 e 4.

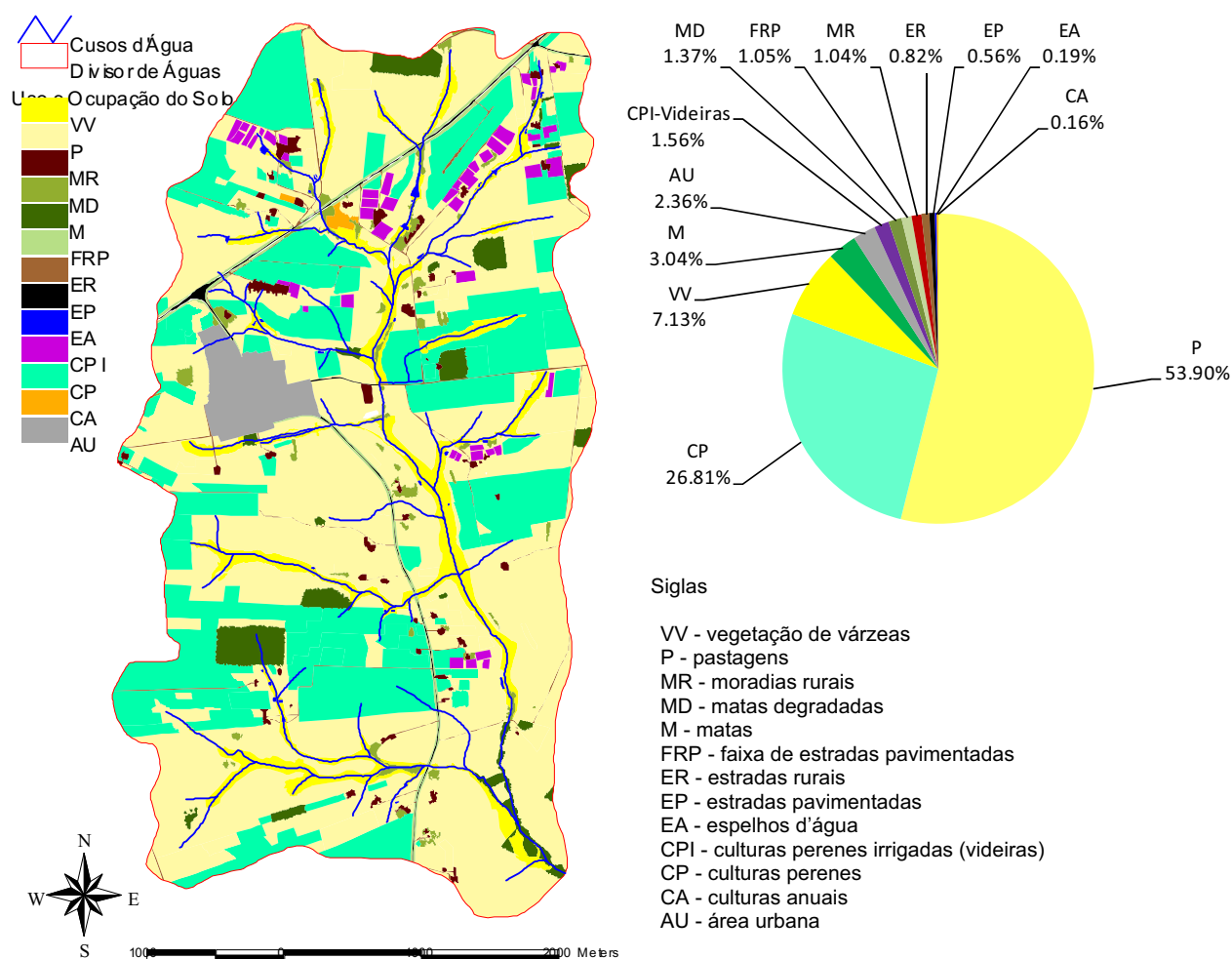


Figura 22. Mapa de uso e ocupação do solo da microbacia do córrego Três Barras.

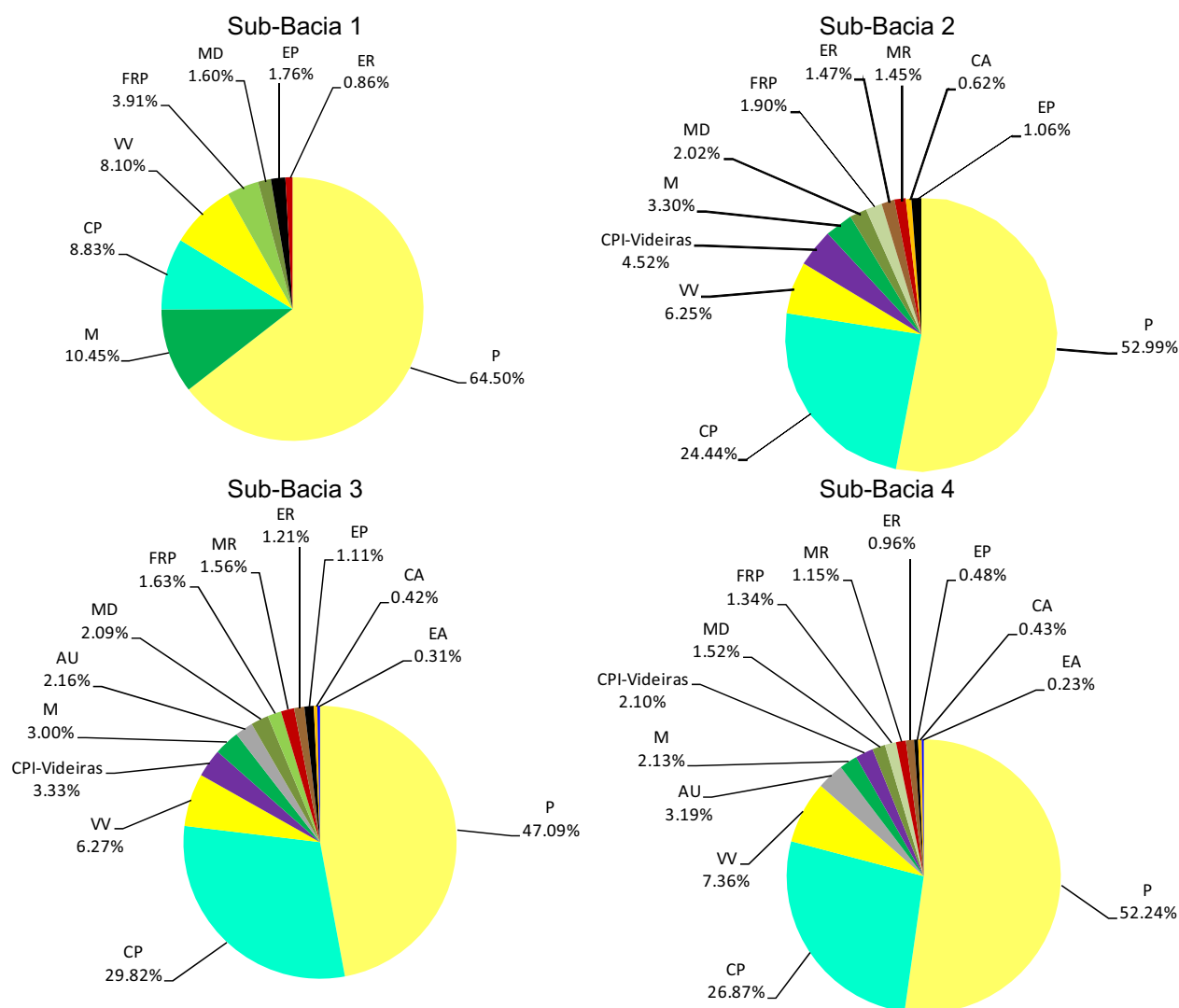


Figura 23. Uso e ocupação do solo nas sub-bacias 1, 2, 3 e 4.

De acordo com os resultados do levantamento do uso e ocupação dos solos da microbacia do córrego Três Barras, 53,9% dos solos são ocupados por pastagens (P) seguido das culturas perenes (CP) com 28,4% da área total, dos quais 1,6 são videiras irrigadas (CPI). As matas (M e MD) ocupam 4,4% da microbacia, sendo 3,0% em boas condições de conservação (M).

As áreas habitadas ocupam 3,4% da área da microbacia, dos quais 2,4% correspondem a área urbana (AU) e 1,0% às áreas de moradias rurais (MR), que incluem currais, chiqueiros e outras instalações de animais. A infraestrutura de transportes, constituídas essencialmente de estradas, correspondem a 1,4% da área da microbacia, dos quais 0,82% são estradas rurais (ER) não pavimentadas e o restante estradas pavimentadas (EP).

Da área total de 1.777 ha, aproximadamente 1.465 ha são atualmente agricultados, ou seja, 82,4% da microbacia. O restante é ocupado por matas, estradas, área urbana, vegetação de várzeas, moradias rurais, faixas de estradas pavimentadas e espelhos d'água.

De acordo com os resultados da Figura 23, a sub-bacia 1 é a que, proporcionalmente, apresenta melhores condições ambientais de uso e ocupação do solo, com 12,1% de matas (M e MD), sendo 10,5% em boas condições de conservação (M). Esta sub-bacia também é caracterizada por apresentar a maior ocupação proporcional por estradas pavimentadas (EP) com 1,8% da área da sub-bacia.

A sub-bacia 2 é a que apresenta, proporcionalmente, maior quantidade de videiras (CPI), culturas anuais (CA) e estradas rurais (ER) com 4,5, 0,6 e 1,5%, respectivamente, da área da sub-bacia. A sub-bacia 3 se caracteriza, em termos de ocupação, por possuir a maior ocupação por moradias rurais (MR) e culturas perenes (CP) com 1,6 e 29,8%, respectivamente, da área da sub-bacia.

A sub-bacia 4 é a que apresenta, proporcionalmente, a maior área coberta pelo perímetro urbano (AU) e vegetação de várzeas (VV) com 3,2 e 7,4%, respectivamente, da área da sub-bacia. Além disso, é a sub-bacia em piores condições de matas nativas, com 3,7% das áreas ocupadas com matas, sendo somente 2,1% em boas condições de conservação.

De acordo com a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 (Código Florestal), a reserva legal é uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas. Sendo a área mínima de reserva legal de 20%, excetuando as áreas de preservação permanente, pode-se verificar que a microbacia do córrego Três Barras está utilizando sem sustentabilidade os seus recursos naturais.

Os índices de vegetação natural da microbacia são inferiores ao índice de 13,9% do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2006, 498p.). No entanto, é superior ao da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados que apresenta 2,8% (CETESB, 2007, 536p.). Sendo assim, para que fosse respeitado o uso sustentável da microbacia, de acordo com a legislação ambiental, seriam necessárias a recomposição de 296,0 ha, considerando os 59,39 ha que já existem fora das áreas de preservação permanentes.

4.2.2. Uso e Ocupação do Solo nas Áreas de Preservação Permanente

Na Figura 24 está apresentado o mapa de uso e ocupação do solos em área de preservação permanente - APP da microbacia (sub-bacia 5) e na Figura 25 estão apresentados os usos e ocupações dos solos em APP, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3 e 4.

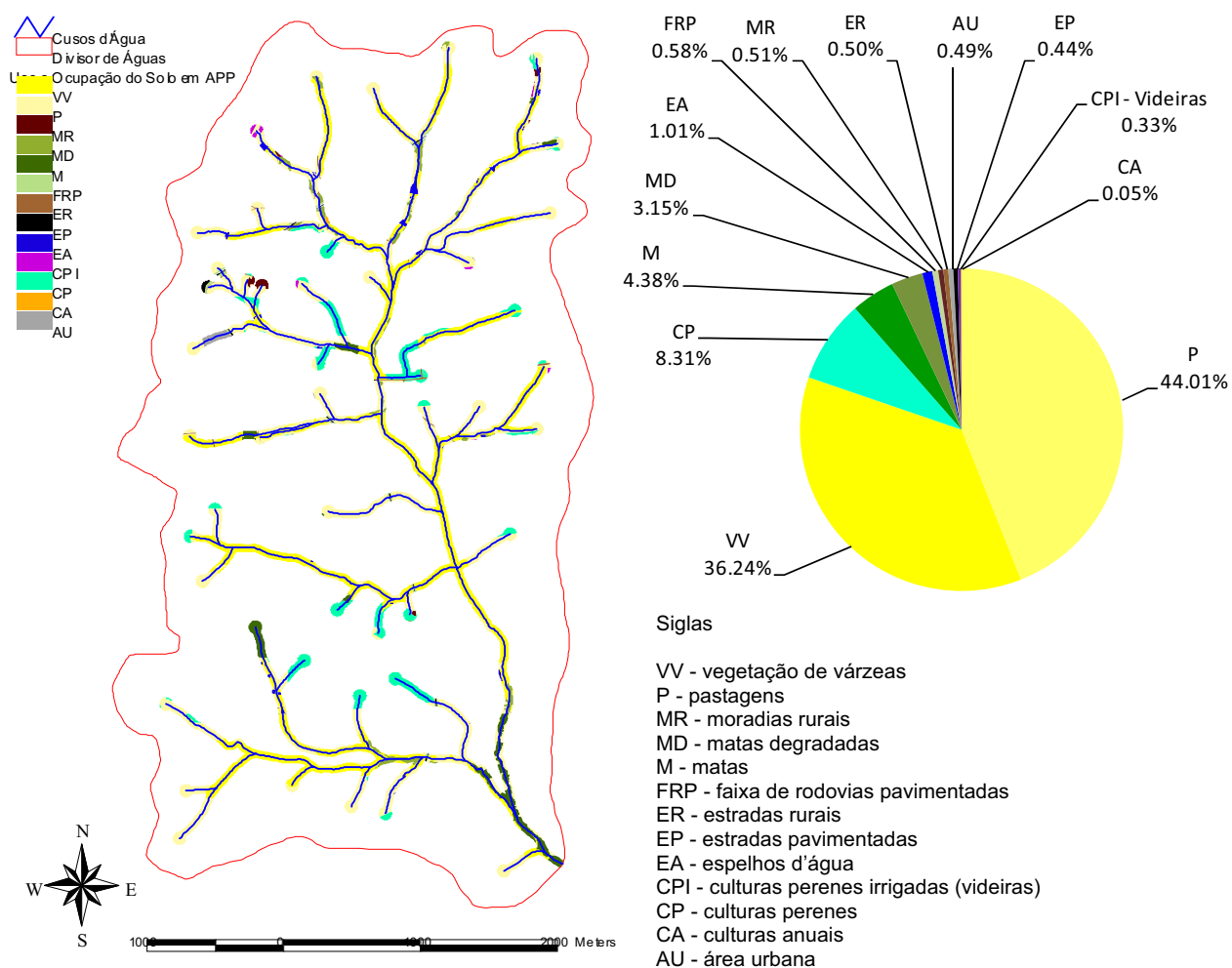


Figura 24. Mapa de uso e ocupação do solo em APP na microbacia do córrego Três Barras.

As áreas de preservação permanente (APP's) totalizaram 251,12 ha, correspondendo a 14,1% da área total da microbacia do córrego Três Barras. Com relação a ocupação das APP's, a maior parte é constituída de pastagem (P) com 44,0% do total, seguida das culturas perenes (CP e CPI) com 8,6% da área total (sendo 0,3% de

videiras irrigadas). Com relação as matas (M e MD), estas ocupam 7,5% da APP sendo 4,4% de matas bem conservadas (M).

Um fator a se destacar são as estradas (EP e ER) e suas faixas de domínio (FRP), que ocupam 1,5% da APP, sendo que as estradas rurais não pavimentadas (ER) representam 0,6% da APP.

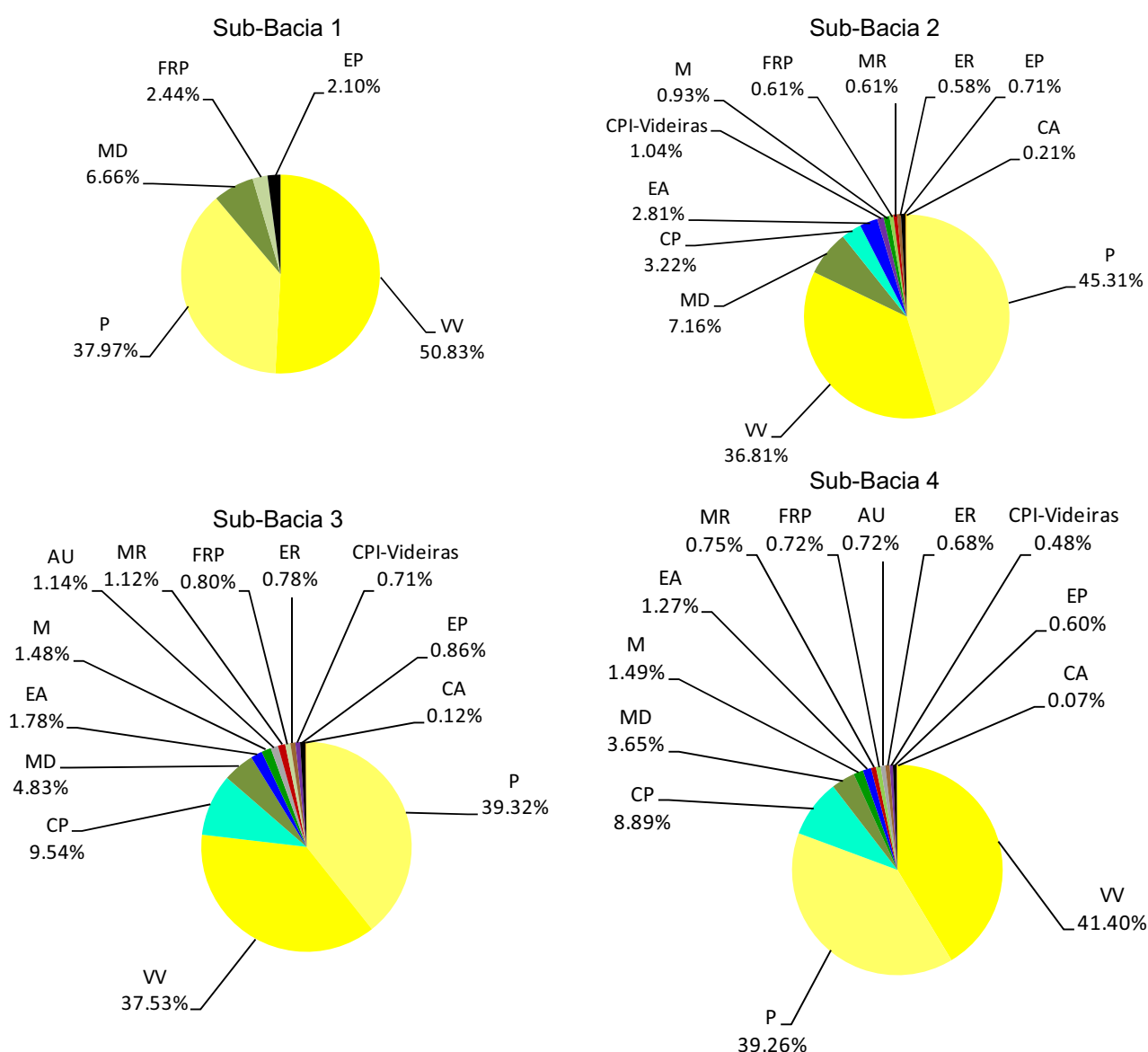


Figura 25. Uso e ocupação do solo em APP nas Sub-Bacias 1, 2, 3 e 4.

Com relação ao uso e ocupação das APP's verifica-se que a sub-bacia 2 é a que apresenta maior quantidade de matas (M e MD) com 8,1%, sendo que, no entanto, somente 0,9% bem conservadas (M). Por outro lado, a sub-bacia que apresenta melhores condições de matas bem conservadas (M) é a sub-bacia 5 (microbacia), com 4,4%. Já a

APP da sub-bacia 1 é a que recebe mais influência, proporcionalmente, das estradas, que ocupam uma área de 4,5% da APP (EP e ER).

Pode-se notar que a área de preservação permanente da microbacia está sendo utilizada em desacordo com as leis ambientais de sustentabilidade (BRASIL, 1965). Para que microbacia do córrego Três Barras estivesse sendo utilizada de forma sustentável, de acordo com a lei ambiental e com o leito original do córrego, seria necessária a recomposição de 240,13 ha de matas ao longo dos mananciais e nascentes.

4.2.3. Classes de Declividade

Na Figura 26 está apresentado o mapa de classes de declividade da microbacia (sub-bacia 5) e na Figura 27 estão apresentadas as classes de declividade, respectivamente, das Sub-Bacias 1, 2, 3 e 4.

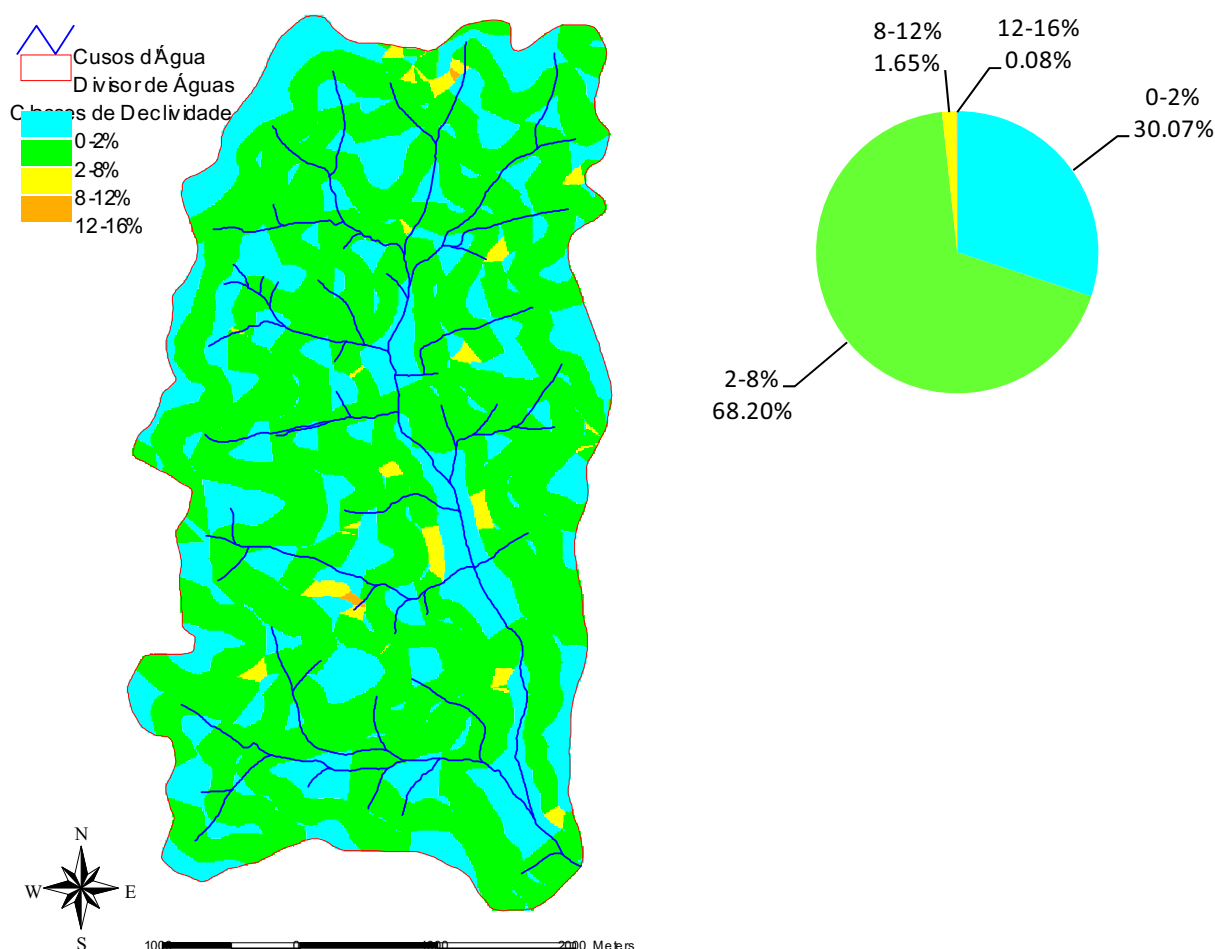


Figura 26. Mapa de declividades do solo na microbacia do córrego Três Barras.

Como pode ser observado na Figura 26 a declividade predominante na microbacia do córrego Três Barras foi a de 2 a 8% (68,2% da área total), sendo que 98,2% da área total correspondem a declividades de até 8%. Sendo assim, verificou-se que a maior parte da microbacia pertence ao relevo plano (<3%) e suave ondulado (3 a 8%). A classe de maior declividade encontrada foi a de 12 a 16%.

A suscetibilidade dos solos da microbacia do córrego Três Barras, de acordo Vieira (1988) citado por Silva et al (2003, p.30), é ligeira. O mesmo autor ainda relata que solos com estas características de declividade são de boas condições físicas, mas quando utilizados para a agricultura por um período de 10 a 20 anos, terão aproximadamente de 25 a 75% do horizonte “A” removido na maior parte da área.

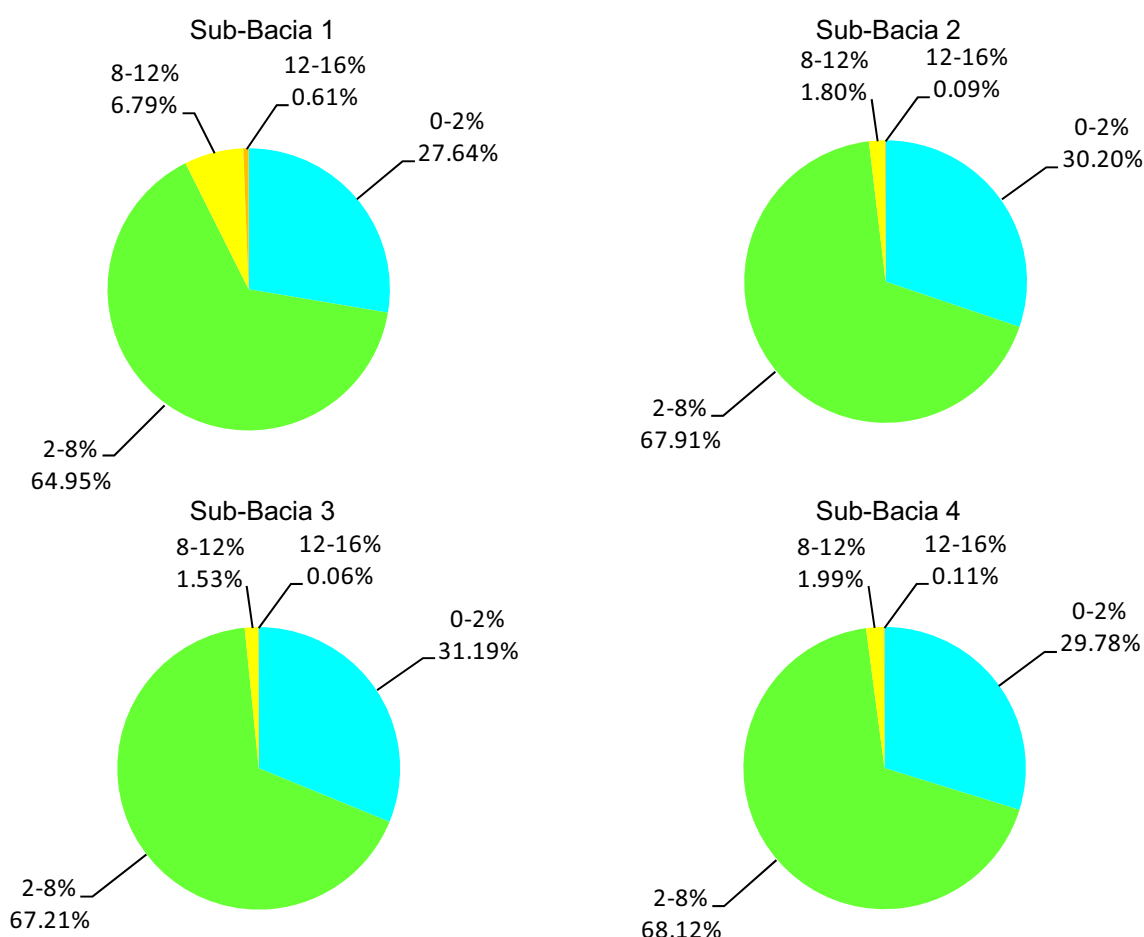


Figura 27. Classes de declividades nas Sub-Bacias 1, 2, 3 e 4 .

Como pode ser observado na Figura 27, em todas as sub-bacias a declividade predominante em mais de 90% da área total é de no máximo 8%. A sub-bacia que

apresenta maior declividade é a sub-bacia 1, com 7,4% da área total com declividades acima de 8%.

4.2.4. Aporte de Sedimentos

Na Tabela 22 e Figuras 28 e 29 estão apresentados os resultados da análise exploratória da estimativa do aporte de sedimentos (Y_{esp}) para as sub-bacias avaliadas, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a variabilidade temporal dos valores calculados.

Tabela 22. Análise exploratória dos valores de aporte de sedimentos.

Período	SB	Y_{esp} (t ano ⁻¹ ha ⁻¹)			Expectativa de Perda do Solo
		Mín.	Máx.	Méd.	
Período Chuvoso	1	4,0	51,4	25,8±4,7	Média
	2	11,7	149,3	74,9±13,6	Média a forte
	3	10,5	134,1	67,1±12,2	Média a forte
	4	11,0	140,0	70,1±12,8	Média a forte
	5	10,8	137,8	69,0±12,6	Média a forte
Período Seco	1	0,0	19,1	6,0±1,9	Nula a pequena
	2	0,0	55,4	17,5±5,5	Média
	3	0,0	49,8	15,7±4,95	Média
	4	0,0	52,0	16,4±5,2	Média
	5	0,0	51,1	16,2±5,1	Média

Como pode ser verificado na Tabela 22 e Figura 28a, no período chuvoso, os valores médios de aporte de sedimentos nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de, respectivamente, 25,8, 74,9, 67,1, 70,1 e 69,0 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Os maiores valores foram obtidos na sub-bacia 2 (microbacia), não sendo, no entanto, estatisticamente superiores aos encontrados nas sub-bacias 3, 4 e 5. Os valores encontrados na sub-bacia 1 foram estatisticamente inferiores aos encontrados para as demais sub-bacias. Neste período a expectativa de perda de solo para a microbacia variou de Média a Média forte.

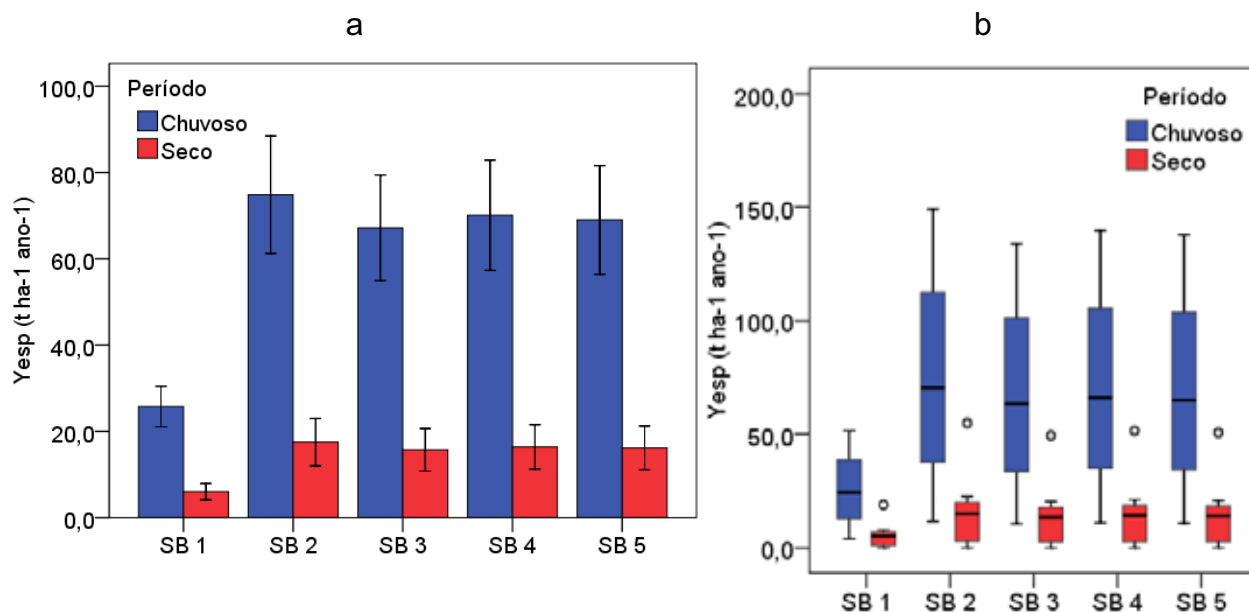


Figura 28. Valores médios de aporte de sedimentos nas sub-bacias avaliadas (a) e distribuição dos valores nos períodos seco e chuvoso (b).

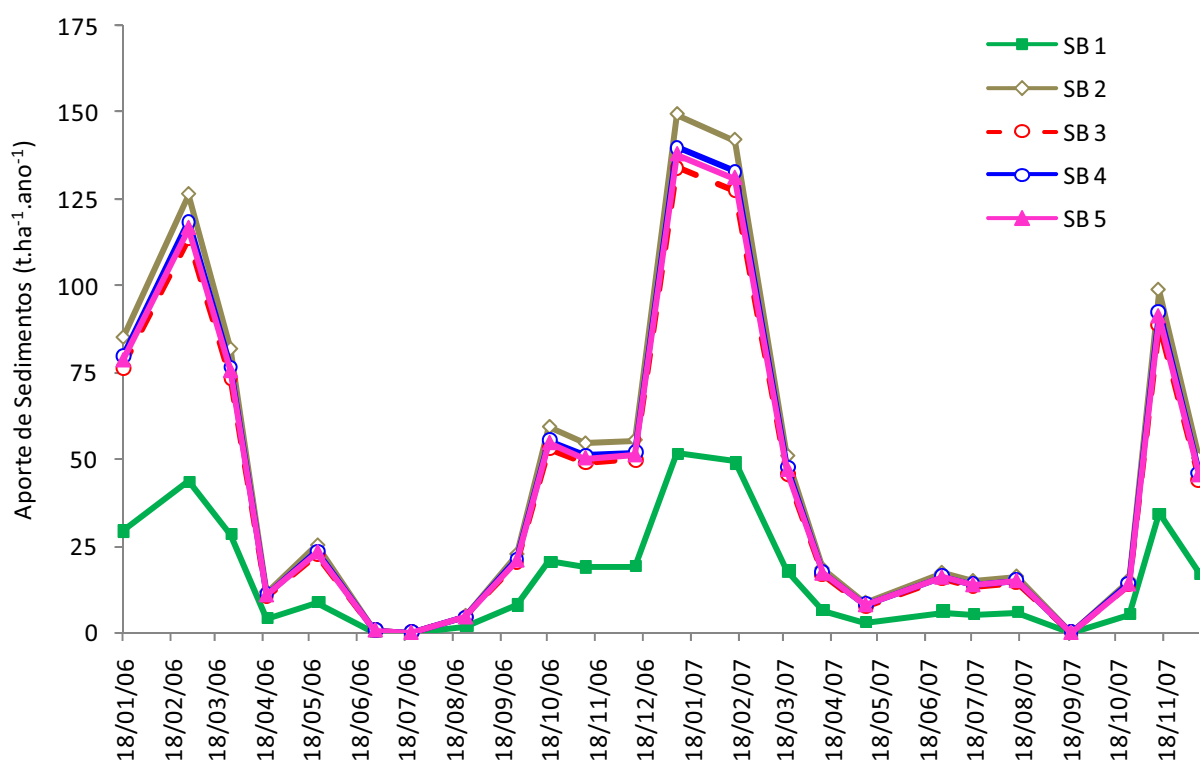


Figura 29. Variabilidade temporal do aporte de sedimentos nas sub-bacias avaliadas.

Durante o período seco, os valores médios obtidos para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de, respectivamente, 6,0, 17,5, 15,7, 16,4 e 16,2 t.ha⁻¹.ano⁻¹. Novamente, durante este período, os maiores valores de aporte de sedimentos foram obtidos na sub-bacia 2, porém não superior estatisticamente aos obtidos nas sub-bacias 3, 4 e 5. Os valores

obtidos para a sub-bacia 1 também foram inferiores, estatisticamente, aos das demais sub-bacias. A expectativa de perda de solo para a microbacia neste período variou de Nula a pequena a média.

Como pode ser observado nas Figuras 30 e 31, os períodos mais críticos de aporte de sedimentos ocorreram entre os meses de novembro a março, sendo o extremo alcançado em janeiro de 2007. Neste mês o aporte de sedimentos na microbacia seguiu a seguinte distribuição: 41,27% da área total com expectativa de perda de solo nula a pequena (perdas de solo inferiores a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), 41,10% da área total com expectativa de perda de solo média (perdas de solo entre 15 e $50 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), 10,97 % da área total com expectativa de perda de solo moderada (perdas de solo entre 10 e $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), 6,39% da área total com expectativa de perda de solo média a forte (perdas de solo entre 50 e $120 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), 0,26% da área total com expectativa de perda de solo forte (perdas de solo entre 120 e $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e 0,01% da área total com expectativa de perda de solo muito forte (perdas de solo acima de $200 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Os meses de janeiro e fevereiro (os de maiores aportes de sedimentos) contribuíram com mais de 50% do aporte de sedimentos de todo o período avaliado, o que correspondeu a um aporte de sedimentos médio estimado para a microbacia de $116 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Estes resultados concordam com Miller (1984) citado por Ranzini e Lima (2002, p. 146), onde o período de precipitações intensas pode ser responsável por até 50% da perda de solo de uma bacia.

Considerando o tamanho da área ocupada e os aportes de sedimentos estimados, as áreas que mais contribuíram com a produção de sedimentos foram as culturas perenes. Somente em janeiro de 2007 (período de maior aporte de sedimentos), 65,91% do total das áreas de culturas perenes apresentaram expectativa de perda de solo entre média a média a forte (aproximadamente 314 ha). Sendo assim, verificou-se que o período chuvoso e as áreas de culturas perenes são os maiores condicionantes da produção de sedimentos na microbacia do córrego Três Barras, além da baixa cobertura de vegetação natural.

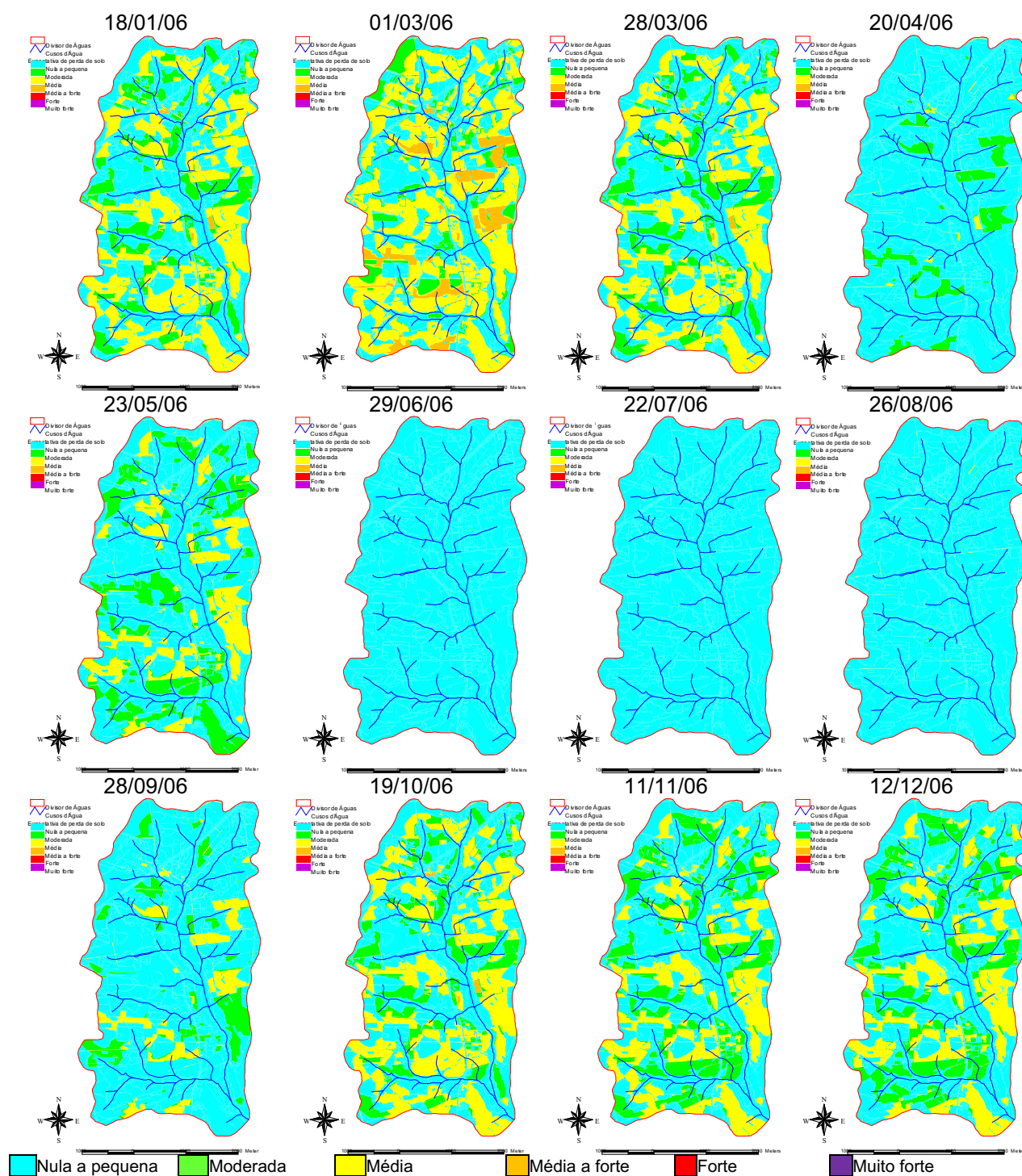


Figura 30. Variabilidade espacial e temporal da expectativa de perda de solo por erosão entre os intervalos de avaliação no ano de 2006.

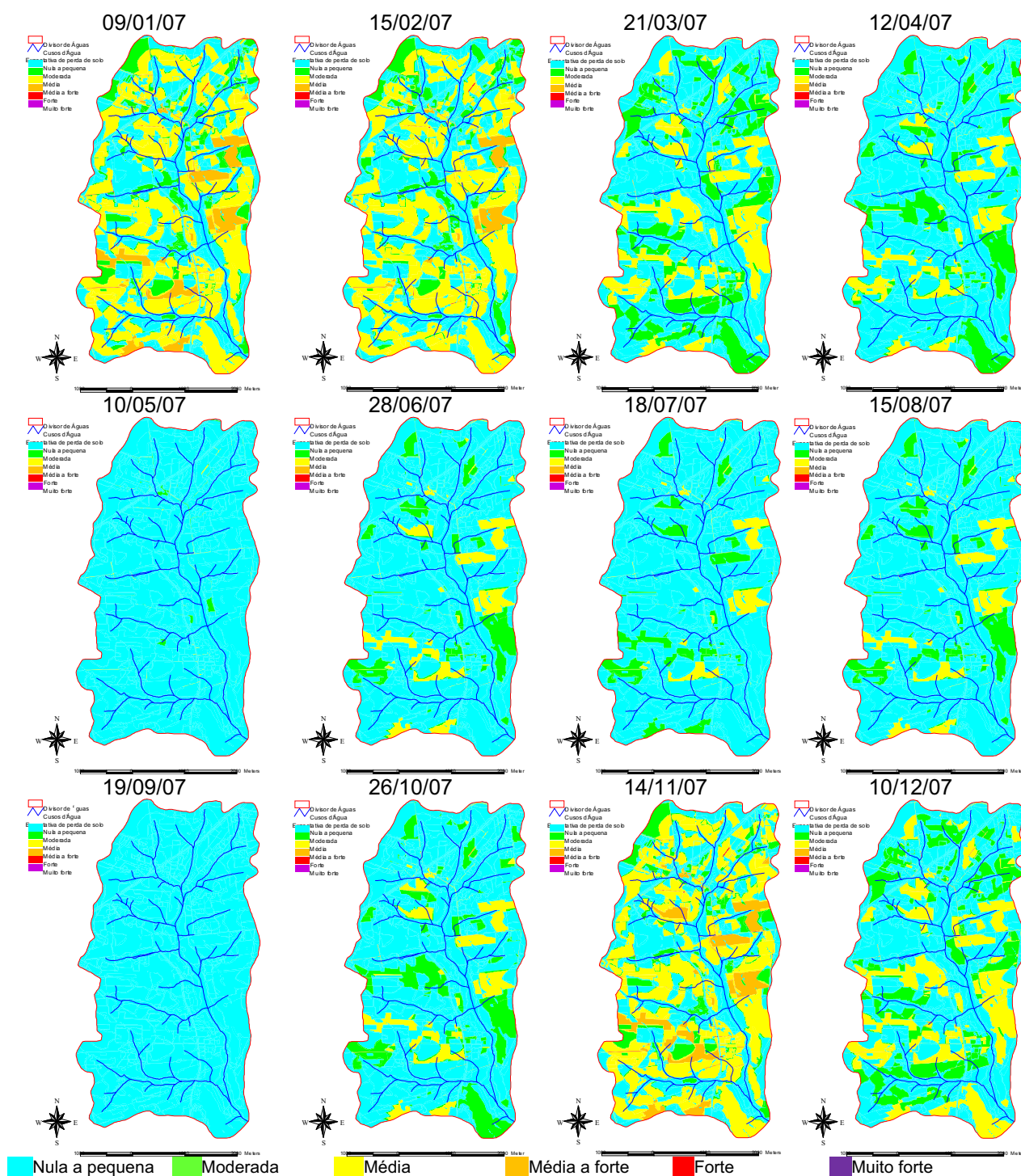


Figura 31. Variabilidade espacial e temporal da expectativa de perda de solo por erosão entre os intervalos de avaliação no ano de 2007.

4.3. Recursos Hídricos

4.3.1. Disponibilidade Hídrica

Na Tabela 23 e Figuras 32 e 33 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de vazão específica, divididos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 23. Análise exploratória das vazões específicas (Q_{esp}) observadas nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco (dados de 2006 e 2007).

Período	SB	Q _{esp} (m ³ h ⁻¹ km ⁻²)			Classificação		
					Baixa	Normal	Alta
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)		
Período Chuvoso	1	10,0	230,6	73,4±24,1	0,0%	36,4%	63,6%
	3	8,5	72,8	45,5±11,7	0,0%	27,3%	72,7%
	4	9,4	52,6	23,9±4,0	0,0%	63,6%	36,4%
	5	4,4	42,2	22,1±3,0	9,1%	36,4%	54,5%
Período Seco	1	5,8	103,0	31,4±8,1	0,0%	66,7%	33,3%
	3	1,7	63,0	24,5±5,8	16,7%	41,7%	41,7%
	4	2,1	71,3	19,5±5,3	16,7%	58,3%	25,0%
	5	2,5	38,1	16,8±2,8	16,7%	58,3%	25,0%

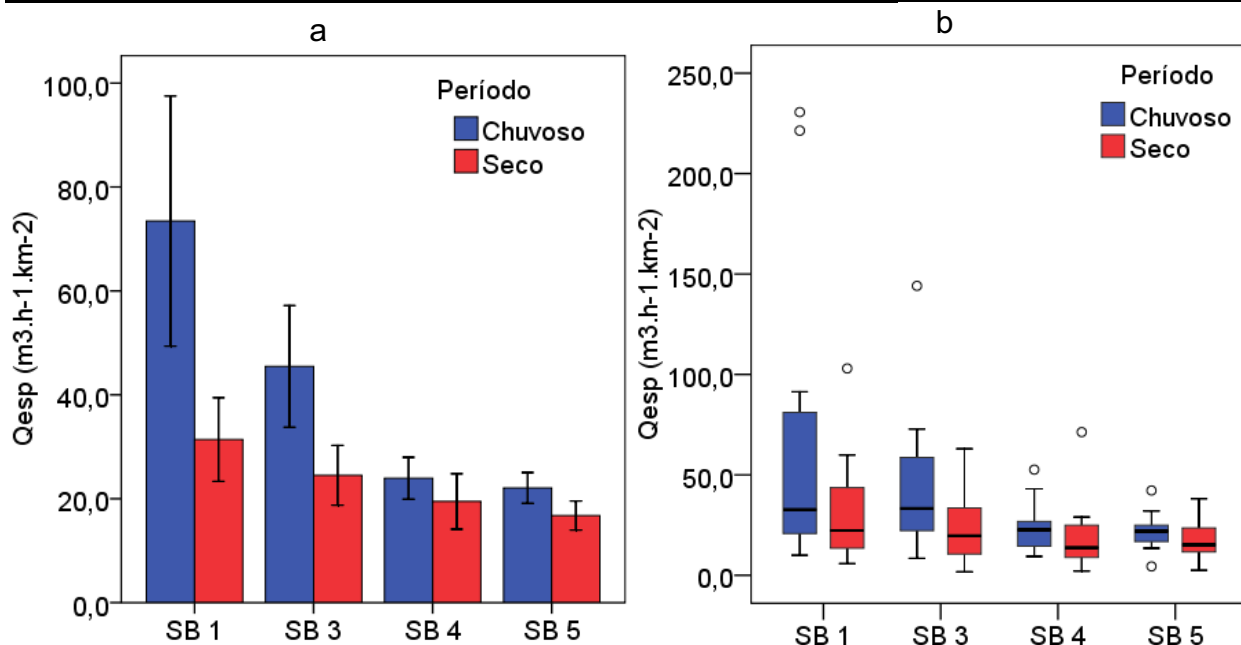


Figura 32. Vazões específicas médias nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

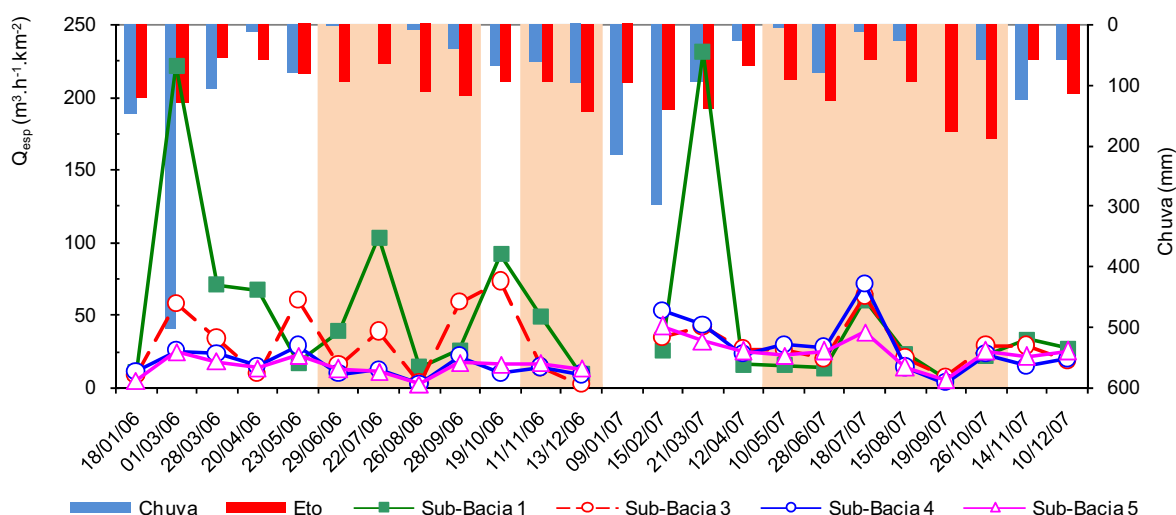


Figura 33. Variabilidade temporal das vazões observadas e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

Como pode ser observado na Tabela 23 e Figura 32a, as vazões específicas médias no período chuvoso foram, respectivamente, de 73,4, 35,5, 23,9 e 22,1 $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{km}^{-2}$, para as sub-bacias 1, 3, 4 e 5. Durante este período, as maiores vazões específicas médias observadas foram nas sub-bacias 1 e 3, sendo superiores estatisticamente aos valores observados nas sub-bacias 4 e 5. Neste período somente foram encontrados valores baixos para a sub-bacia 5 (9,1% das vazões medidas).

No período seco, as vazões específicas médias observadas foram de, respectivamente, 31,4, 24,5, 19,5 e 16,8 $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{km}^{-2}$ para as sub-bacias 1, 3, 4 e 5. Dentro deste período, os maiores valores de vazões específicas médias observadas na sub-bacia 1, no entanto, sendo somente superior estatisticamente aos valores observados na sub-bacia 5. Neste período houve um aumento no número de valores considerados baixos para as sub-bacias 3, 4 e 5, com 16,7% das vazões medidas consideradas baixas.

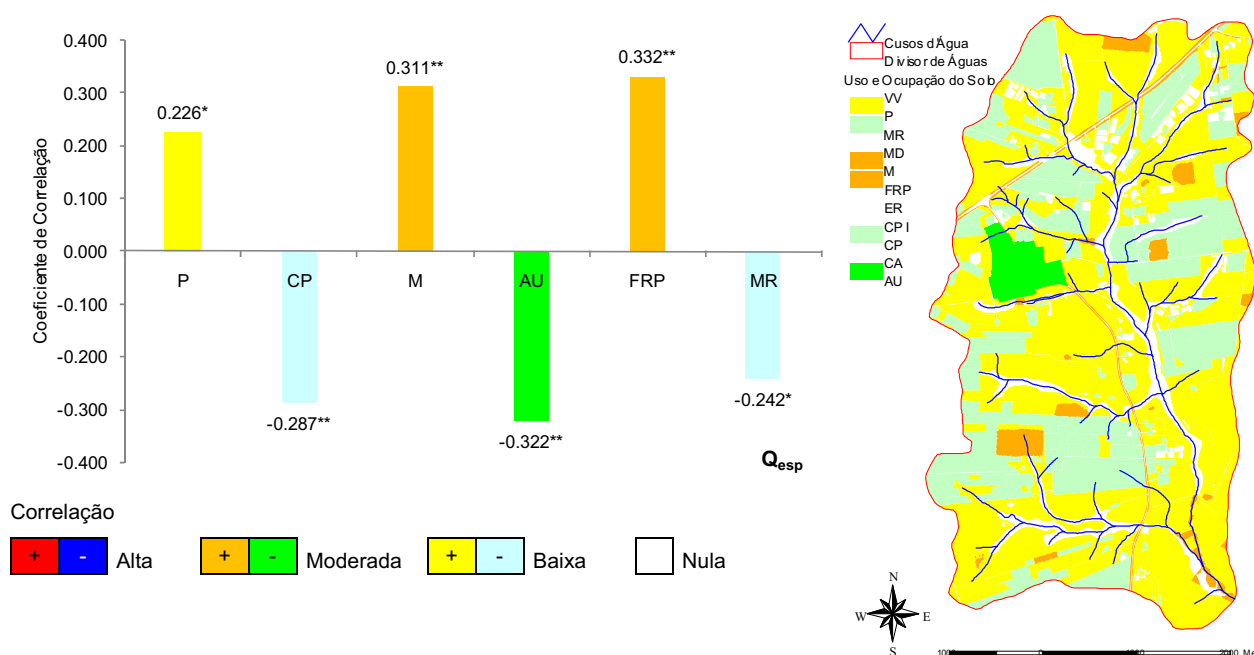
Ainda considerando os resultados da Tabela 23, do período chuvoso para o período seco, houve redução significativa das vazões específicas observadas somente nas sub-bacias 1 e 3. Estes resultados ainda podem ser confirmados pela Figuras 32b, onde é possível verificar que os maiores valores observados de vazão específica em todas as sub-bacias avaliadas, tenderam a ocorrer no período chuvoso e nas sub-bacias com menor área de drenagem.

Estes resultados evidenciam que a microbacia do córrego Três Barras tem grande dependência do período chuvoso para o aumento disponibilidade hídrica, onde a quantidade precipitada correspondeu a 80,5% do total precipitado em todo o período de

avaliação. Este comportamento é mais evidente nas sub-bacias 1 e 3, onde as reduções nas vazões específicas podem ser de 19,8 a 76,1% para a sub-bacia 1 e de 10,4 a 67,3% para a sub-bacia 3.

De acordo com estes resultados verifica-se que o período chuvoso é importante na disponibilidade de água para a microbacia do córrego Três Barras, fato este que é comum, pois quanto maior a quantidade de chuvas maior será a vazão (CARVALHO et al, 2000, 372p.). No entanto, mesmo no período chuvoso, somente as sub-bacias 1 e 3 apresentaram vazões específicas médias superiores a vazão específica média da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados de $27,28 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (CETESB, 2008, 540p.), mas nenhuma superou a média do estado de São Paulo de $45,14 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (DAEE, 1999, 53p.). Estes resultados evidenciam que a região, em comparação com o estado, já apresenta baixa disponibilidade hídrica monitorada.

Outro fator observado que é importante na disponibilidade hídrica foi o uso e ocupação dos solos. Como pode ser observado na Figura 34, pela correlação positiva, a vazão específica é influenciada significativamente pelas áreas de matas (M), faixas de rodovias pavimentadas (FRP) e pastagens (P).



As áreas de matas e pastagens são áreas mais cobertas e estáveis, com maior capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo, aumentando, assim, o tempo de caminamento da água ao leito do manancial. Com isso, as áreas com essas

ocupações tendem a contribuir por mais tempo com a água do escoamento subterrâneo. Este efeito já foi evidenciado por Silva et al. (2005, p.409-419), onde verificaram que a completa cobertura do solo evita a desagregação provocada pelo impacto das gotas de chuva e a formação do selamento superficial, favorecendo, conseqüentemente, a infiltração da água no solo e a redução do escoamento superficial. A correlação positiva com as faixas de rodovias pavimentadas provavelmente se deve ao fato destas áreas serem ocupadas por vegetação similar a um campo sujo (forrageiras e outros tipos de vegetação) associadas a presença de bacias de captação de água.

As áreas habitadas (área urbana e moradias rurais) e as áreas de culturas perenes tenderam a reduzir a disponibilidade de água. Estas ocupações são caracterizadas pela redução da permeabilidade do solo (SILVA et al., 2003, 140p., ARAÚJO et al., 2007, 320p.), seja pela impermeabilização e/ou compactação no caso das áreas habitadas ou pela alteração das propriedades físicas, como a compactação, nas áreas agricultadas. Com a redução da capacidade de infiltração e armazenamento de água ocorre o aumento do escoamento superficial, reduzindo a recarga dos aquíferos, e com isso, a disponibilidade de água.

4.3.2. Transporte de Sedimentos

Na Tabela 24 e Figuras 35 e 36 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de descarga sólida específica, divididos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 24. Análise exploratória das descargas sólidas totais específicas observadas nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco (dados de 2006 e 2007).

Período	SB	DST _{esp} (t d ⁻¹ km ⁻²)			Classificação		
					Baixa	Normal	Alta
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)		
Período Chuvoso	1	0,000	1,515	0,352±0,146	54,5%	36,4%	0,0%
	3	0,058	0,532	0,238±0,045	63,6%	36,4%	0,0%
	4	0,106	0,366	0,170±0,026	100,0%	0,0%	0,0%
	5	0,020	0,257	0,122±0,020	100,0%	0,0%	0,0%
Período Seco	1	0,026	1,051	0,208±0,087	91,7%	8,3%	0,0%
	3	0,011	1,187	0,273±0,096	75,0%	25,0%	0,0%
	4	0,017	0,885	0,245±0,070	91,7%	8,3%	0,0%
	5	0,019	0,253	0,115±0,020	100,0%	0,0%	0,0%

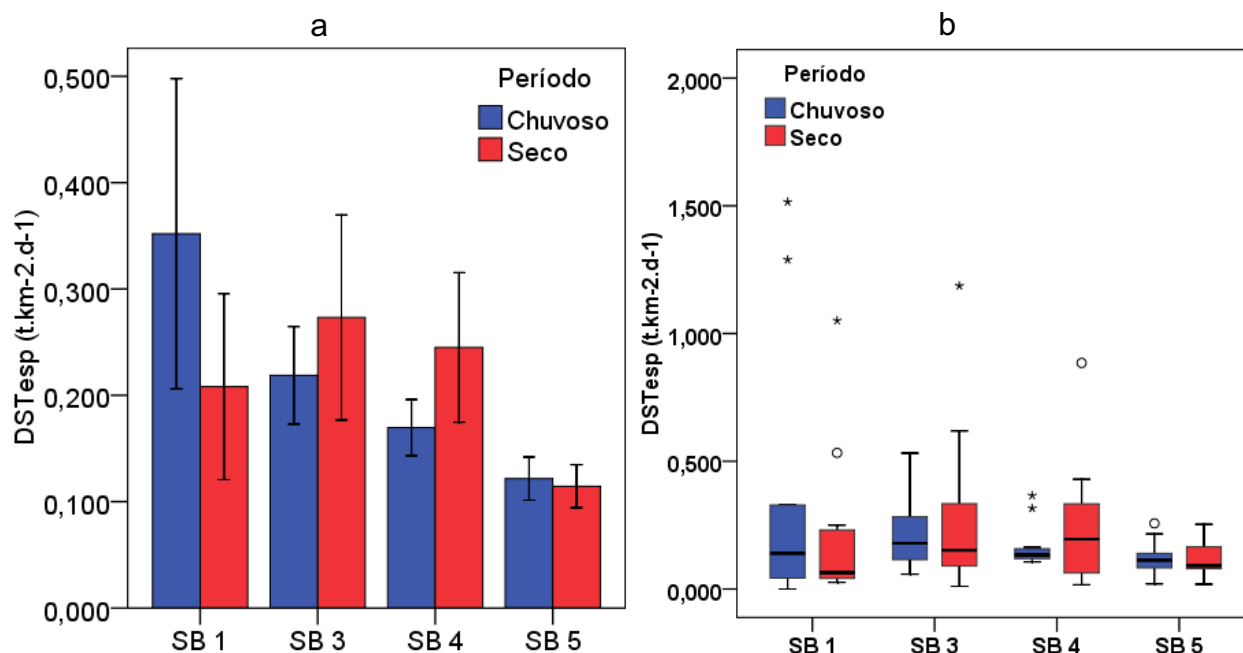


Figura 35. Descargas sólidas específicas médias nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

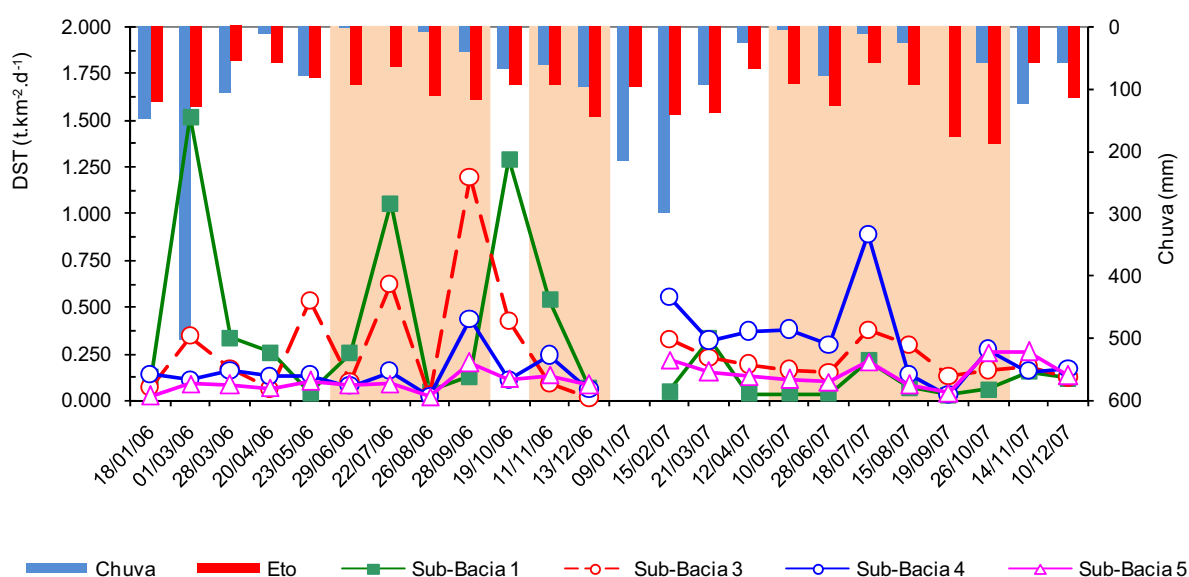


Figura 36. Variabilidade temporal das descargas sólidas totais observadas e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

De acordo com os resultados da Tabela 24 e Figura 35a, os valores médios de descarga sólida total, no período chuvoso, para as sub-bacias 1, 3, 4 e 5, foram de 0,352, 0,238, 0,170 e 0,122 $t \cdot d^{-1} \cdot km^{-2}$, respectivamente. Os maiores valores médios observados neste período foram os da sub-bacia 1, porém não diferindo estatisticamente da sub-

bacia 3. Os valores observados para a sub-bacia 5 foram inferiores estatisticamente aos observados nas demais sub-bacias.

No período seco os valores médios de descarga sólida total observados foram de, respectivamente, 0,208, 0,273, 0,245 e 0,115 t d⁻¹ km⁻² para as sub-bacias 1, 3, 4 e 5. Neste período os maiores valores de descarga sólida foram observados na sub-bacia 3, no entanto, não diferindo estatisticamente das sub-bacias 1 e 4. Os menores valores foram observados na sub-bacia 5, que não diferiu significativamente, da sub-bacia 1.

A produção específica média de sedimentos durante todo o período de avaliação variou, ao nível de 1% de probabilidade, de 75 a 138 t ano⁻¹ km⁻² para a sub-bacia 1, 74 a 113 t ano⁻¹ km⁻² para a sub-bacia 3, 68 a 98 t ano⁻¹ km⁻² para a sub-bacia 4 e de 38 a 48 t ano⁻¹ km⁻² para a sub-bacia 5. Estes valores estão dentro da amplitude dos valores apresentados por Cunha e Guerra (2001, p.245), para alguns rios da bacia do Paraná, que variaram de 33 a 243 t ano⁻¹ km⁻².

Do período chuvoso para o seco, para uma mesma sub-bacia, não houve diferença significativa para os valores médios de descarga sólida total específica para nenhuma das sub-bacias avaliadas. Mesmo assim, com exceção da sub-bacia 4, houve um aumento percentual nos valores considerados baixos. Cabe ressaltar que a maioria das medidas de descarga sólida específica foram realizadas sem a influencia das precipitações mais intensas, o que pode ter contribuídos para os baixos valores encontrados.

A não diferenciação no transporte de sedimentos entre os períodos avaliados também pode ser observada na Figura 36, onde não é possível estabelecer uma tendência bem definida entre os valores observados nos períodos seco e chuvoso. Entretanto, pode-se observar pelas Figura 35a e 35b que para as sub-bacias 1 e 5 existe uma tendência dos maiores valores de descarga sólida total específica terem ocorrido no período chuvoso, fato que se inverte nas sub-bacias 3 e 4.

Isto provavelmente ocorreu porque as sub-bacias 3 e 4 podem estar sendo mais influenciadas pelos sedimentos de origem pontual (descarga de efluente de esgoto) do que os de origem difusa, provocando o aumento da concentração de sólidos, especialmente no período seco, quando a diluição dos sólidos é reduzida em função da diminuição da disponibilidade hídrica. Na sub-bacia 1 a contribuição de sedimentos ocorre especialmente no período chuvoso, pois a mesma sofre somente influência somente de sedimentos de origem difusa. Já a sub-bacia 5, como pode ser observado nos resultados,

apresenta um comportamento semelhante nos dois períodos em função da contribuição de sólidos serem de origem pontual e difusa.

Vanzela (2004, p.50) verificou que após o lançamento de esgoto, mesmo durante o período seco do ano, a água e os sedimentos provenientes do efluente contribuem constantemente com vazão e sedimentos para o córrego. Este fato pode explicar a não significância da correlação da descarga sólida específica com os diferentes usos e ocupação do solo, que possivelmente pode ter sido influenciada pelo lançamento pontual de efluente de esgoto.

Ainda em relação ao transporte de sedimentos, de acordo com a Figura 37a pode-se verificar que as quantidades de sedimentos que saíram das sub-bacias avaliadas representaram em relação ao aporte de sedimentos (coeficiente de remoção de sedimentos) variaram de 5,3 a 8,4% para a sub-bacia 1, de 1,7 a 2,6% para a sub-bacia 3, de 1,5 a 2,2% para a sub-bacia 4 e de 0,8 a 1,1% para a microbacia (sub-bacia 5).

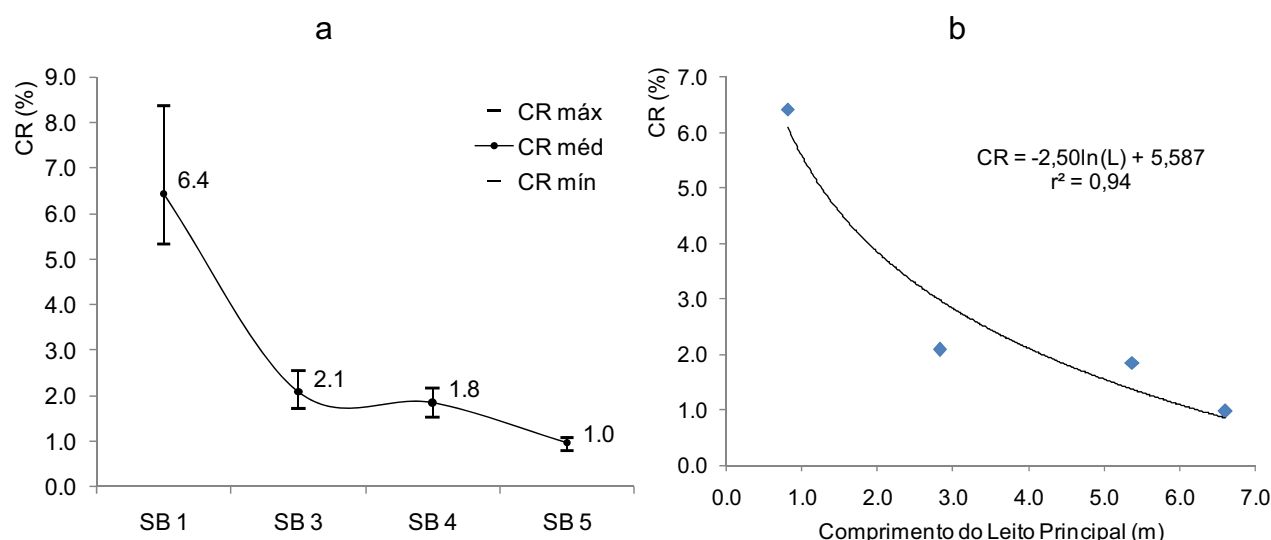


Figura 37. Variação do coeficiente de remoção de sedimentos (CR) ao longo das sub-bacias (a) e regressão com o comprimento do leito principal (b).

Silva et al (2007, p. 861- 870) verificaram para a bacia hidrográfica da Água Fria, valores de 6,2% de CR. Os mesmos autores ainda citam os dados apresentados pelo Ministério do Meio Ambiente (1997) para oito sub-bacias hidrográficas localizadas na bacia do "Alto Paraguai", com área de drenagem variando de 5,1 a 57,7 km², cujos valores encontrados de CR variam de 1,9 a 7,0%. Silva et al (2003, p.114) ainda citaram que os valores de CR variam de 1 a 100% para bacias muito pequenas (até 0,002 km²), diminuindo para 0,25 a 25% em bacias de tamanho médio e chegando de 0,1 a 10% em grandes bacias.

Pela Figura 37b pode-se verificar que até 3,5 km da nascente do córrego Três Barras a redução do coeficiente de remoção de sedimentos se dá a uma taxa de 1,4% por quilômetro de leito. A partir deste ponto a redução nos valores do coeficiente de remoção de sedimentos se dá na ordem de 0,5% por quilômetro de leito. Isto ocorre porque em qualquer bacia o valor de CR vai diminuindo de montante para jusante (SILVA et al, 2003, p.114).

4.3.3. Qualidade Água para a Irrigação

4.3.3.1. Parâmetros Físicos

4.3.3.1.1. Temperatura

Na Tabela 25 e Figuras 38 e 39 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de temperatura da água, divididos entre os períodos chuvoso e seco, bem como sua variabilidade temporal.

Tabela 25. Análise exploratória da temperatura da água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Temperatura da Água (°C)		
		Mín.	Máx.	Méd.
Período Chuvoso	1	22,0	28,0	25,4±0,6
	2	21,0	29,0	25,6±0,7
	3	21,0	27,0	25,0±0,6
	4	22,0	30,0	26,5±0,7
	5	22,0	29,5	26,2±0,7
Período Seco	1	19,0	25,0	21,7±0,7
	2	19,0	28,0	22,1±0,9
	3	18,0	25,0	21,1±0,7
	4	19,0	27,0	22,7±0,8
	5	18,0	28,0	21,9±0,9

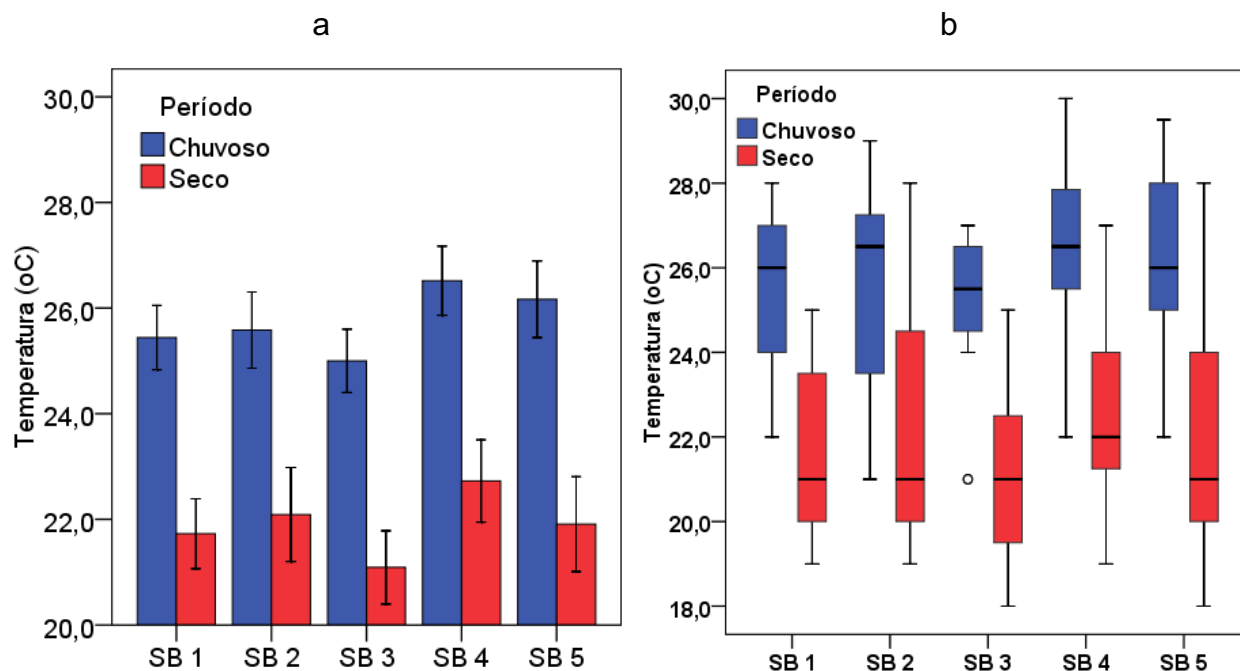


Figura 38. Valores médios de temperatura da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

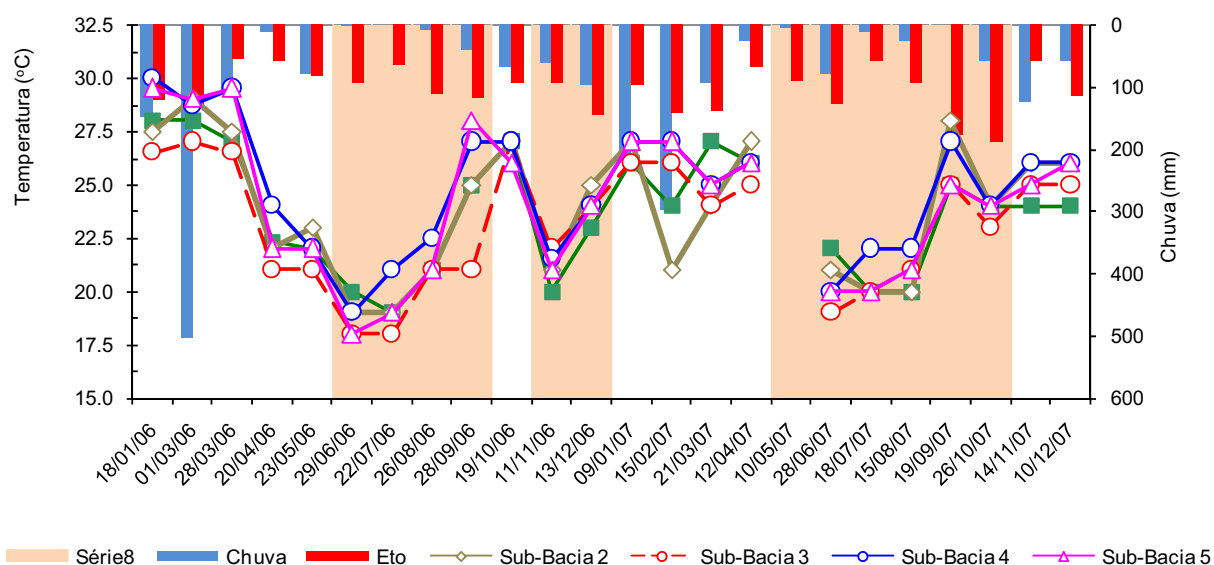


Figura 39. Variabilidade temporal das temperaturas observadas e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

Como pode ser observado na Tabela 25 e Figura 38a os valores médios de temperatura no período chuvoso foram, respectivamente, de 25,4, 25,6, 25,0, 26,5 e 26,2°C para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores foram obtidos na sub-bacia 4, mas no entanto, somente apresentou diferença significativa da sub-bacia 3. Os valores médios das demais sub-bacias não diferiram estatisticamente entre si.

No período seco, os valores médios observados de temperatura foram de 21,7, 22,1, 21,1, 22,7 e 21,9°C, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores médios de temperatura também foram obtidos na sub-bacia 4, que também diferiu estatisticamente da sub-bacia 3. Os valores médios das demais sub-bacias não diferiram estatisticamente entre si.

Donadio et al (2005, p. 115-125) verificaram que a temperatura da água do Córrego Rico variou de 17,5 a 19,8 °C nos pontos amostrados nas nascentes 1 e 3 (com vegetação natural remanescente), refletindo condições semelhantes de sombreamento dos cursos de água proporcionados pela cobertura vegetal, e nos pontos das nascentes 2 e 4 (com agricultura), a temperatura variou de 20,2 a 22,6 °C.

No entanto, do período chuvoso para o período seco para uma mesma sub-bacia, os valores médios de temperatura diferiram significativamente em todas as sub-bacias avaliadas. No período chuvoso os valores foram superiores em 3,7, 3,5, 3,9, 3,8 e 4,3°C, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5.

Estes resultados pode ser confirmados pela Figura 38b e 39, onde verifica-se que existe uma tendência da temperatura da água se elevar, proporcionalmente, com o aumento dos totais de chuva acumulada entre os períodos de avaliação. Entretanto, este resultado está mais relacionado com a temperatura do ar, que é maior justamente no período de maiores precipitações, do que com a disponibilidade de água (Figura 40).

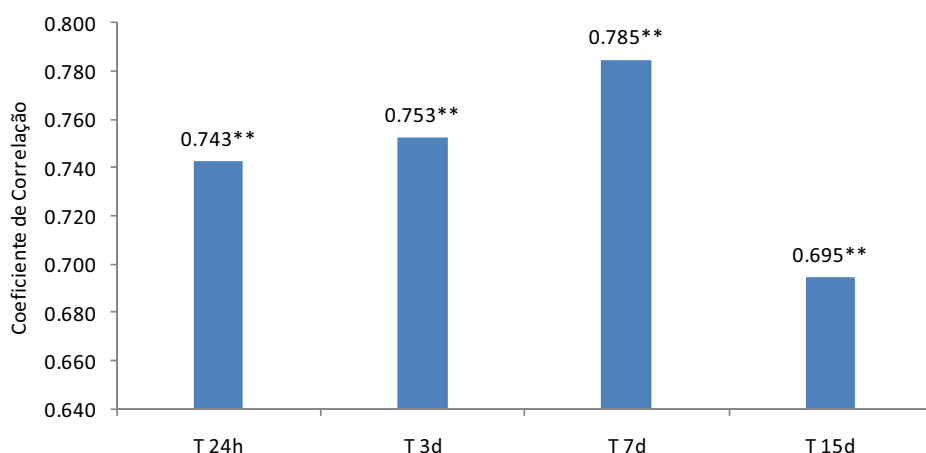


Figura 40. Análise de correlação da temperatura da água com a temperatura média do ar 24 horas (T 24h), 3 dias (T 3d), 7 dias (T 7d) e 15 dias (T 15d) anteriores.

Como pode ser observado na Figura 40, a temperatura da água apresentou correlação significativa com a temperatura média de todos os intervalos avaliados, sendo que, a maior correlação foi com a média dos 7 dias anteriores a medida de temperatura da água.

4.3.3.1.2. Turbidez

Na Tabela 26 e Figuras 41 e 42 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de turbidez da água, divididos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 26. Análise exploratória da turbidez da água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Turbidez (NTU)			Classificação	
					Adequado	Inadequado
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)	
Período Chuvoso	1	0,0	36,0	12,1±2,6	100,0%	0,0%
	2	4,6	26,0	10,8±1,9	100,0%	0,0%
	3	1,6	39,7	12,4±3,2	100,0%	0,0%
	4	3,5	45,0	17,0±3,3	100,0%	0,0%
	5	5,0	40,0	15,3±2,8	100,0%	0,0%
Período Seco	1	0,3	28,0	10,0±2,4	100,0%	0,0%
	2	0,0	16,0	6,6±1,4	100,0%	0,0%
	3	6,7	290,0	40,0±22,9	91,7%	8,3%
	4	1,5	34,7	15,6±2,8	100,0%	0,0%
	5	3,1	26,0	12,8±2,1	100,0%	0,0%

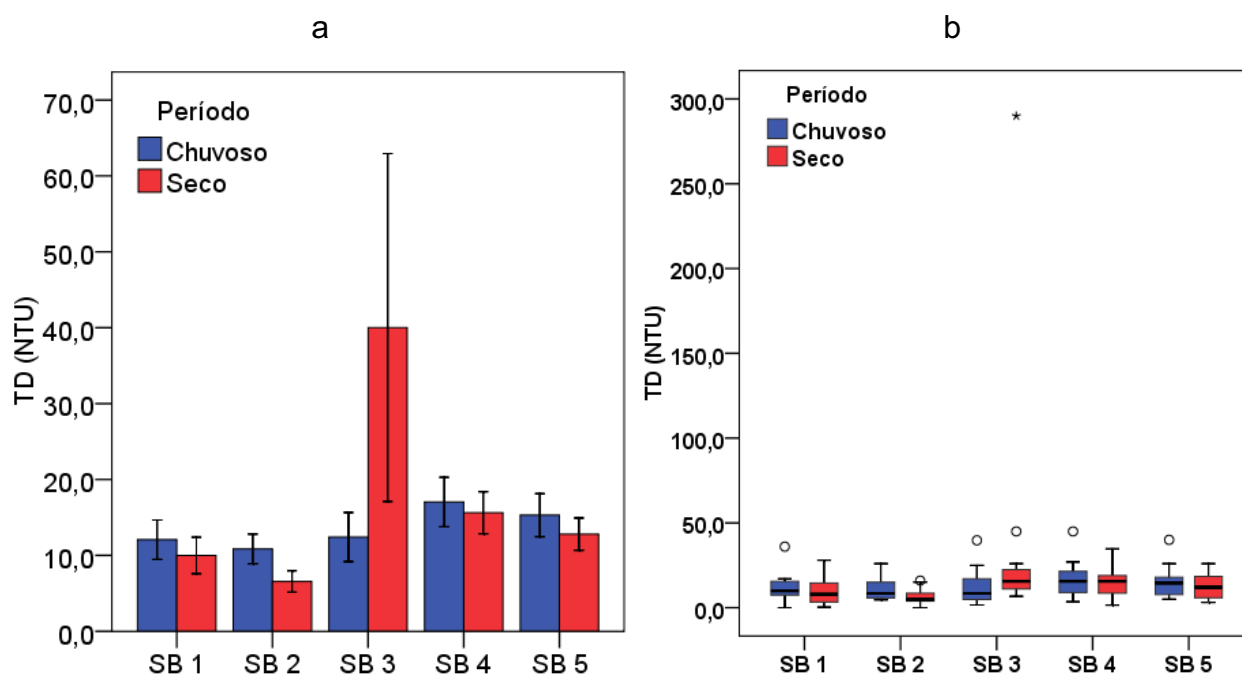


Figura 41. Valores médios de turbidez da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

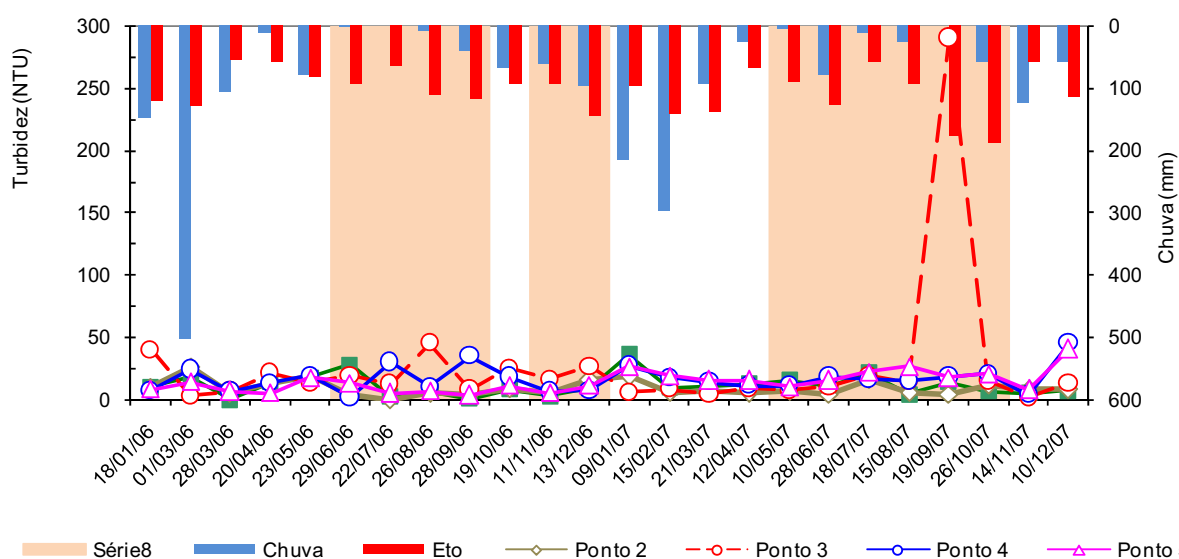


Figura 42. Variabilidade temporal da turbidez observada e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 26 e Figura 41a os valores médios de turbidez durante o período chuvoso nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram, respectivamente, de 12,1, 10,8, 12,4, 17,0 e 15,3 NTU. Os maiores valores médios foram obtidos na sub-bacia 4, sendo, no entanto, somente superior significativamente à sub-bacia 2. Os valores médios obtidos para as demais sub-bacias, neste período, não apresentaram significância estatística entre si. Ainda de acordo com os resultados, verifica-se que todos os valores observados durante o período chuvoso estão nos padrões adequados de qualidade.

No período seco os valores médios de turbidez foram de 10,0, 6,6, 40,0, 15,6 e 12,8 NTU, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Neste período os maiores valores de turbidez foram observados na sub-bacia 3, sendo estatisticamente superiores aos observados nas sub-bacias 1, 2 e 5. Os menores valores médios observados foram os da sub-bacia 2, sendo significativamente inferiores aos da sub-bacias 3, 4 e 5. Neste período, somente uma amostra coletada na sub-bacia 3 (8,3% das amostras) apresentou-se inadequada. Na sub-bacia 3, os maiores valores foram obtidos no período seco, provavelmente porque com a redução da vazão do córrego a carga orgânica constante lançada pela estação de tratamento de esgoto (ver Tabelas 6 e 7, página 47) promove o aumento da concentração de partículas em suspensão e, conseqüentemente, o aumento da turbidez da água (HERMES; SILVA, 2004, 55p.).

Do período chuvoso para o seco, para a mesma sub-bacia, as únicas diferenças significativas encontradas foram entre as sub-bacias 2 e 3, no entanto, com comportamentos distintos. Na sub-bacia 2 os maiores valores foram obtidos no período chuvoso e na sub-bacia 3 no período seco. Isto pode ter ocorrido em função dos diferentes tipos de problemas ambientais que afetam esses locais, como é o caso da agricultura (sub-bacia 2) e o lançamento de esgoto (sub-bacia 3).

Na Figura 42, onde está apresentada a variabilidade temporal da turbidez nas sub-bacias avaliadas, não é possível verificar nenhuma tendência bem definida dos valores de turbidez. No entanto, pela Figura 41b pode-se observar que, com exceção da sub-bacia 3, os maiores valores de turbidez tenderam a ocorrer durante o período chuvoso, confirmando os resultados obtidos na Tabela 26. Isto ocorre porque a turbidez aumenta em função do aumento da concentração de partículas em suspensão na água (CETESB, 2003, p.9), são carregados pelo escoamento superficial da água neste período.

4.3.3.1.3. Sólidos

Na Tabela 27 e Figura 43 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de sólidos suspensos e dissolvidos na água, divididos entre os períodos chuvoso e seco. Como pode ser observado na Tabela 27 e Figuras 43a e 43b, os valores médios de sólidos suspensos, no período chuvoso, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de, respectivamente, 28,5, 33,7, 43,6, 30,8 e 32,3 mg L⁻¹. Embora os maiores valores médios tenham sido observados na sub-bacia 3, não houve diferenças significativas entre as sub-bacias. Com relação a qualidade de água, todos as sub-bacias apresentaram valores considerados médios (25,0, 41,7, 45,5, 33,3 e 25,0% das amostras para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5) e nenhuma apresentou valor considerado alto.

No período seco, os valores médios de sólidos suspensos foram de 21,5, 41,2, 52,8, 39,1 e 37,3 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores foram observados na sub-bacia 3, sendo os mesmos, superiores estatisticamente aos das sub-bacias 1 e 5. Os valores encontrados nas sub-bacias 2, 4 e 5 também foram maiores significativamente do que os observados na sub-bacia 1.

Tabela 27. Análise exploratória dos sólidos (suspensos e dissolvidos) na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Sólidos Suspensos (mg L ⁻¹)			Classificação		
					Baixa	Normal	Alta
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)		
Período Chuvoso	1	2,0	110,0	28,5±10,0	75,0%	25,0%	0,0%
	2	3,0	95,0	33,7±9,7	58,3%	41,7%	0,0%
	3	12,0	77,0	43,6±5,7	54,5%	45,5%	0,0%
	4	0,0	99,0	30,8±9,1	66,7%	33,3%	0,0%
	5	2,0	126,0	32,3±10,1	75,0%	25,0%	0,0%
Período Seco	1	3,0	112,0	21,5±9,3	90,9%	0,0%	9,1%
	2	9,0	104,0	41,2±8,1	75,0%	16,7%	8,3%
	3	11,0	107,0	52,8±8,0	41,7%	50,0%	8,3%
	4	2,0	73,0	39,1±7,6	63,6%	36,4%	0,0%
	5	9,0	70,0	37,3±5,7	72,7%	27,3%	0,0%
Sólidos Dissolvidos (mg L ⁻¹)							
Período Chuvoso	1	35,0	148,0	85,7±11,0	100,0%	0,0%	0,0%
	2	37,0	176,0	99,8±10,8	100,0%	0,0%	0,0%
	3	45,0	260,0	123,9±19,9	100,0%	0,0%	0,0%
	4	70,0	194,0	121,6±13,0	100,0%	0,0%	0,0%
	5	1,0	184,0	113,6±14,1	100,0%	0,0%	0,0%
Período Seco	1	2,0	153,0	101,5±11,7	100,0%	0,0%	0,0%
	2	2,0	158,0	105,2±12,4	100,0%	0,0%	0,0%
	3	113,0	444,0	210,4±26,2	100,0%	0,0%	0,0%
	4	56,0	182,0	137,3±11,9	100,0%	0,0%	0,0%
	5	102,0	158,0	126,9±6,0	100,0%	0,0%	0,0%

Para a mesma sub-bacia entre os dois períodos avaliados (chuvoso e seco), não houve diferenças significativas para sólidos suspensos em nenhuma das sub-bacias avaliadas. Mesmo assim, com exceção da sub-bacia 1, houve uma piora na qualidade da água do período chuvoso para o seco nas demais sub-bacias, com um aumento percentual de amostras com valores de médio e alto.

Durante o período chuvoso o aumento da vazão (aumento da diluição) aliado ao maior escoamento superficial (carreamento de maior quantidade de sedimentos de origem difusa) (CARVALHO et al, 2000, 372p.), provavelmente provoca um nivelamento entre os valores de sólidos suspensos nos pontos avaliados. No período seco, com a redução da vazão e da origem difusa dos sólidos, o principal fator condicionante no aumento dos sólidos suspensos é o lançamento de esgoto o que explicaria a maior diferenciação estatística da sub-bacia e em relação as demais.

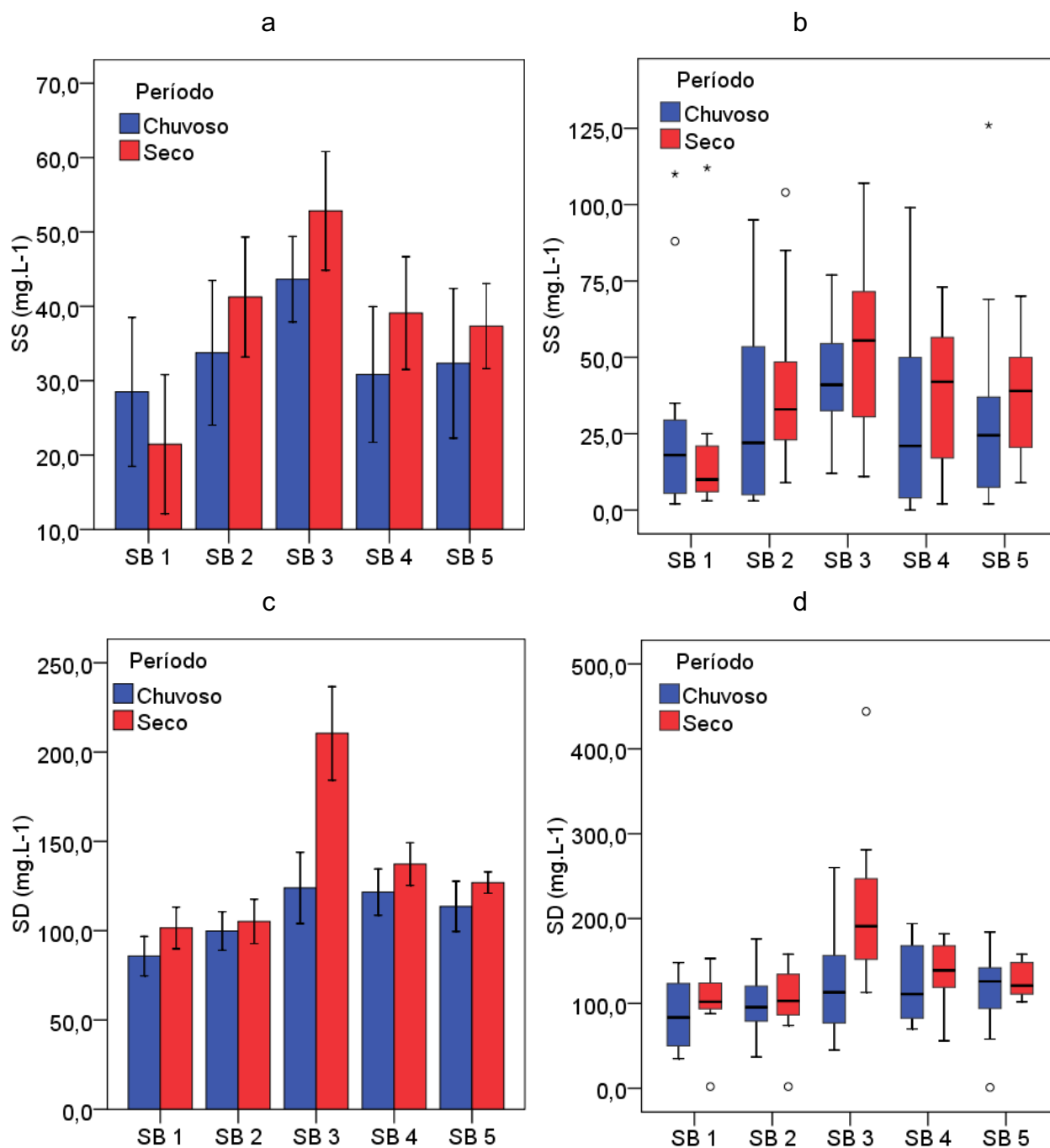


Figura 43. Valores médios de sólidos suspensos e dissolvidos na água nas sub-bacias avaliadas (a e c) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b e d).

Para sólidos dissolvidos (Tabela 27 e Figura 43c e 43d), durante o período chuvoso, os valores médios observados foram de 85,7, 99,8, 123,9, 121,6 e 113,6 mg L⁻¹ para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Neste caso, a única diferença estatística encontrada foi na sub-bacia 3, que apresentou valores significativamente superiores a sub-bacia 1. Os valores médios obtidos para as demais sub-bacias neste

período não apresentaram significância estatística entre si. Com relação a qualidade de água, todas as amostras coletadas apresentaram valores baixos neste período.

No período seco, as concentrações médias de sólidos dissolvidos observadas foram de 101,5, 105,2, 210,4, 137,3 e 126,9 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores observados neste período foram novamente na sub-bacia 3, sendo significativamente superiores aos das demais sub-bacias. As concentrações médias observadas nas sub-bacias 4 e 5 foram significativamente superiores aos encontrados nas sub-bacias 1 e 2. Embora tenha-se verificado significância estatística entre as sub-bacias avaliadas para este atributo, em todas as sub-bacias estudadas foram verificados valores considerados baixos.

Embora houve um incremento nos valores médios de sólidos dissolvidos para todas as sub-bacias durante o período seco, somente na sub-bacia 3 este incremento foi significativamente superior. Mais uma vez a contribuição pontual do esgoto contribuiu com sólidos para o aumento da concentração deste atributo.

Para a concentração de sólidos totais (Tabela 28 e Figura 44a), os valores médios observados durante o período chuvoso foram de 114,3, 133,6, 167,5, 152,4 e 145,9 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Como pode ser observado, os maiores valores foram encontrados na sub-bacia 3, sendo estatisticamente superiores aos das sub-bacias 1 e 2.

Tabela 28. Análise exploratória dos sólidos totais na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)		
		Mín.	Máx.	Méd.
Período Chuvoso	1	59,0	167,0	114,3±10,2
	2	68,0	193,0	133,6±13,1
	3	77,0	301,0	167,5±20,1
	4	83,0	202,0	152,4±8,9
	5	103,0	191,0	145,9±6,5
Período Seco	1	95,0	163,0	123,0±6,6
	2	106,0	185,0	146,4±6,5
	3	156,0	551,0	263,2±32,3
	4	98,0	255,0	176,4±12,2
	5	140,0	201,0	164,2±4,8

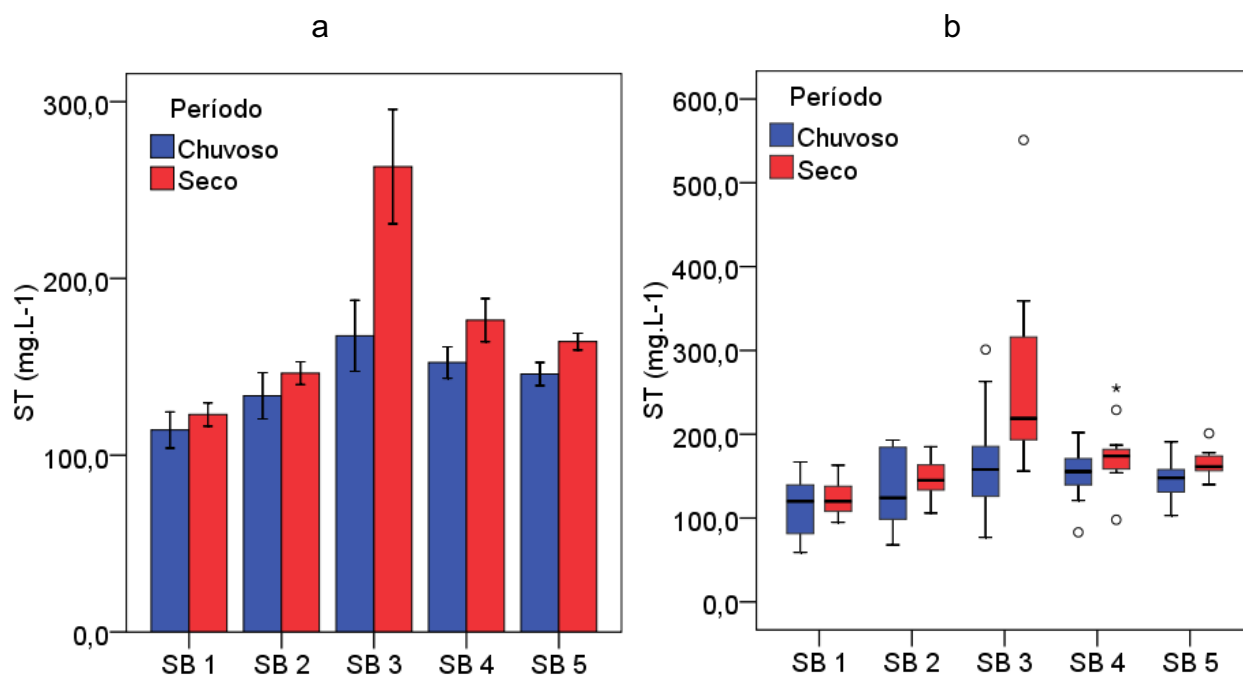


Figura 44. Valores médios de sólidos totais na água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

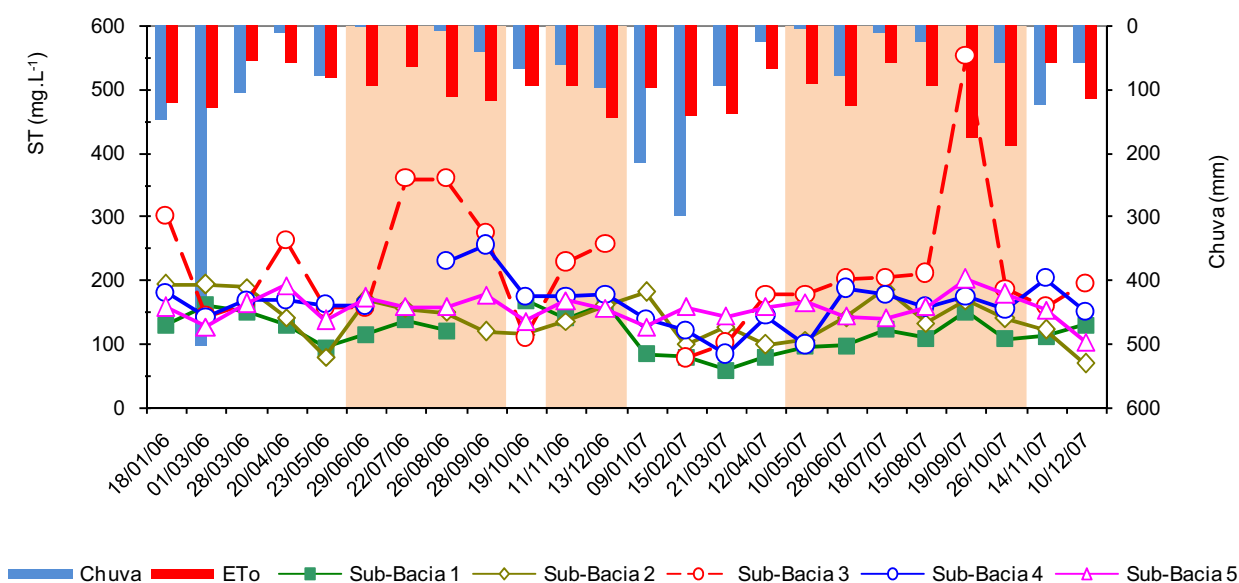


Figura 45. Variabilidade temporal dos sólidos totais observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

No período seco, os valores médios observados para sólidos totais nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5, foram de 123,0, 146,4, 263,2, 176,4 e 164,2 mg L⁻¹, respectivamente. Neste período, os maiores valores também foram encontrados na sub-bacia 3, os quais, foram superiores estatisticamente as demais sub-bacias. Também os valores observados nas

sub-bacias 4 e 5, que não diferiram estatisticamente entre si, foram superiores significativamente as sub-bacias 1 e 2.

Do período chuvoso para o seco, houve incremento nos valores observados de sólidos totais para todas as sub-bacias avaliadas. No entanto, o aumento na concentração somente foi significativo para as sub-bacias 3, 4 e 5. Pela Figura 44b verifica-se realmente a tendência de distribuição dos maiores valores de sólidos totais observados ser no período seco (em função da mediana).

De acordo com estes os resultados fica óbvio o impacto do despejo de esgoto na sub-bacia 3, verificado pelas diferenças significativas de sólidos totais com as demais sub-bacias. Ainda este impacto pode ser observado também nas sub-bacias 4 e 5, que durante o período seco apresentaram valores de sólidos totais significativamente superiores ao do período chuvoso, evidenciando o efeito da menor diluição dos sólidos com a redução da disponibilidade hídrica (VON SPERLING, 1996, 246p.).

Já a origem difusa dos sólidos totais também pode ser evidenciada por meio da Figura 46. De acordo com os resultados, pode-se verificar que o aumento da concentração os sólidos na água do manancial, de maneira geral, tem origem nas áreas agricultadas (culturas perenes - CP, culturas perenes irrigadas - CPI e culturas anuais - CA), nas áreas habitadas (área urbana - AU e moradias rurais - MR) e nas matas degradadas

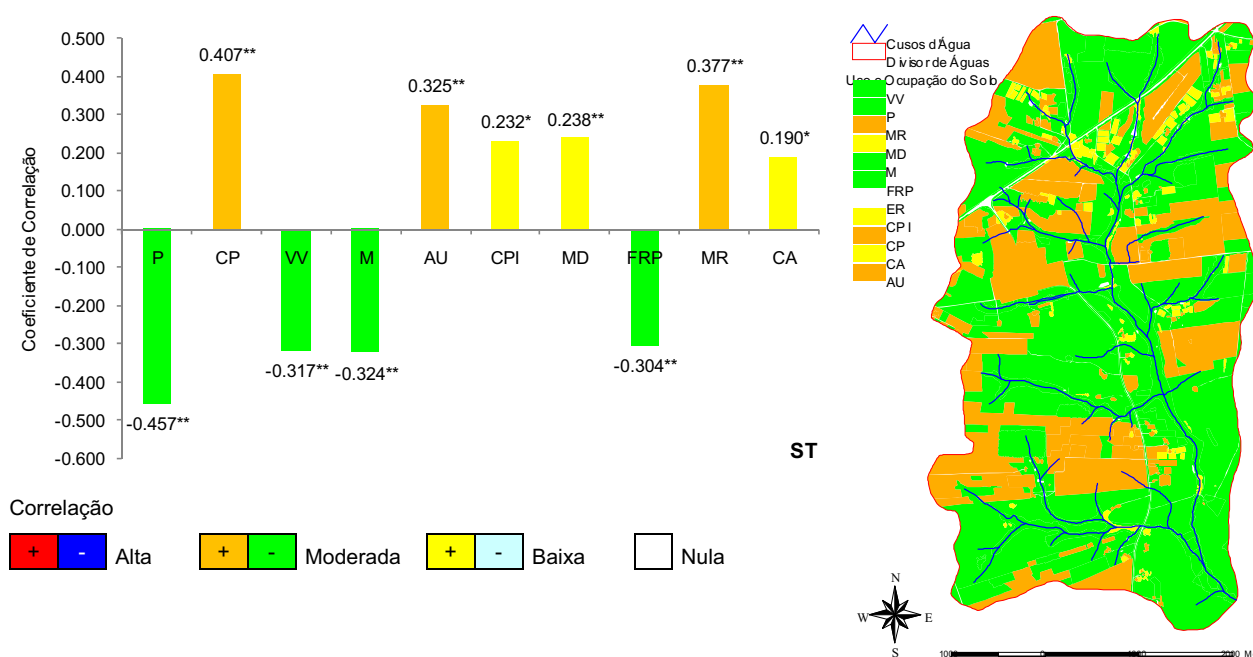


Figura 46. Análise de correlação dos sólidos totais com o uso e ocupação do solo da microbacia.

Como pode ser observado as correlações negativas foram obtidas com as áreas que possuem ocupações que proporcionam maior cobertura e estabilidade do solo (SILVA et al, 2003, 140p.), proporcionando um menor carreamento de sedimentos para o manancial. As áreas que apresentaram correlações positivas são áreas em que a cobertura, densidade e infiltração de água já foram afetadas reduzindo, indiretamente, a estabilidade do solo e potencializando o transporte de sedimentos.

As áreas urbanas podem contribuir, segundo Araújo et al (2007, p.68) citado por Whalen e Cullum (1989), com concentrações de sólidos totais no escoamento superficial da ordem de 228 e 168 mg L⁻¹, respectivamente, para as áreas comerciais e residenciais. As áreas rurais apresentam perdas de solo, de acordo com a cultura, que podem variar de 0,9 a 41,5 t ano⁻¹ ha⁻¹ (SILVA et al 2003, 138p.) e que, por isso, constituem fontes altamente potenciais de sólidos.

4.3.3.2. Parâmetros Químicos

4.3.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Na Tabela 29 e Figuras 47 e 48 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de pH da água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 29. Análise exploratória do pH da água observada nas sub-bacias, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	pH			Classificação		
					Baixa	Normal	Alta
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)		
Período Chuvoso	1	7,00	7,80	7,31±0,07	0,0%	100,0%	0,0%
	2	7,00	7,50	7,13±0,04	0,0%	100,0%	0,0%
	3	6,70	7,30	6,98±0,06	54,5%	45,5%	0,0%
	4	6,80	7,60	7,28±0,08	9,1%	90,9%	0,0%
	5	7,10	7,80	7,42±0,07	0,0%	100,0%	0,0%
Período Seco	1	6,90	7,80	7,33±0,07	8,3%	91,7%	0,0%
	2	6,60	7,30	7,06±0,06	16,7%	83,3%	0,0%
	3	6,60	7,60	7,04±0,09	41,7%	58,3%	0,0%
	4	6,90	7,80	7,28±0,08	16,7%	83,3%	0,0%
	5	7,10	7,70	7,47±0,05	0,0%	100,0%	0,0%

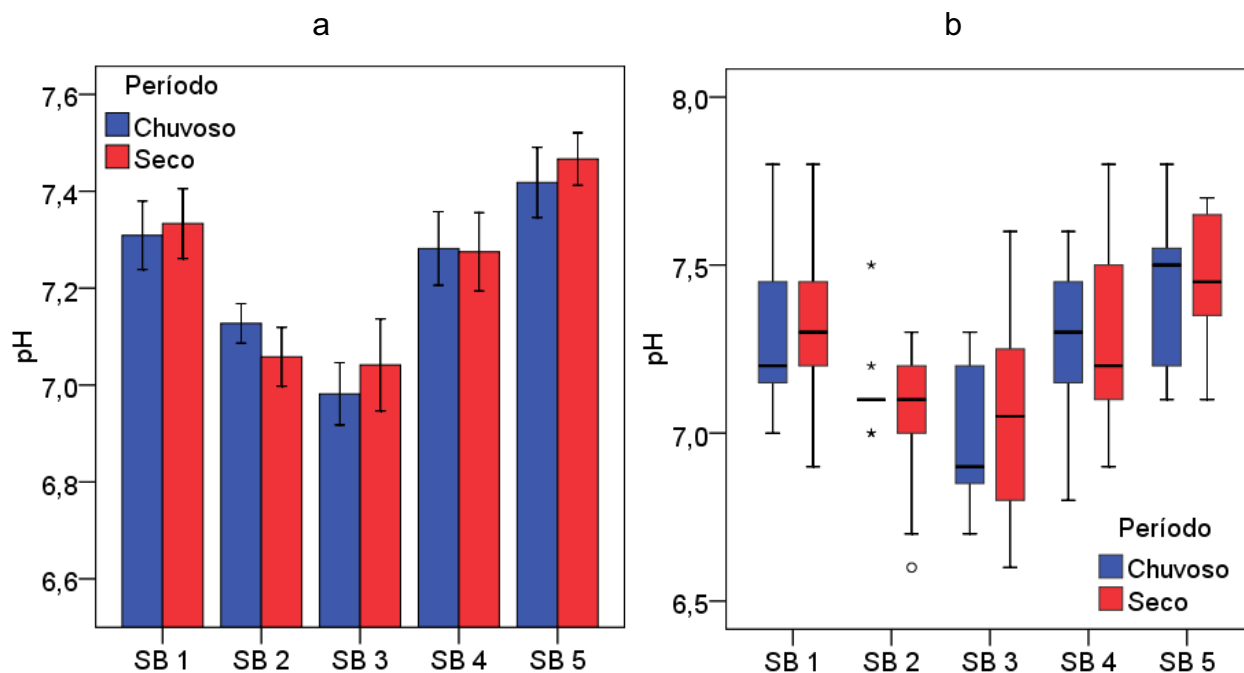


Figura 47. Valores médios de pH da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

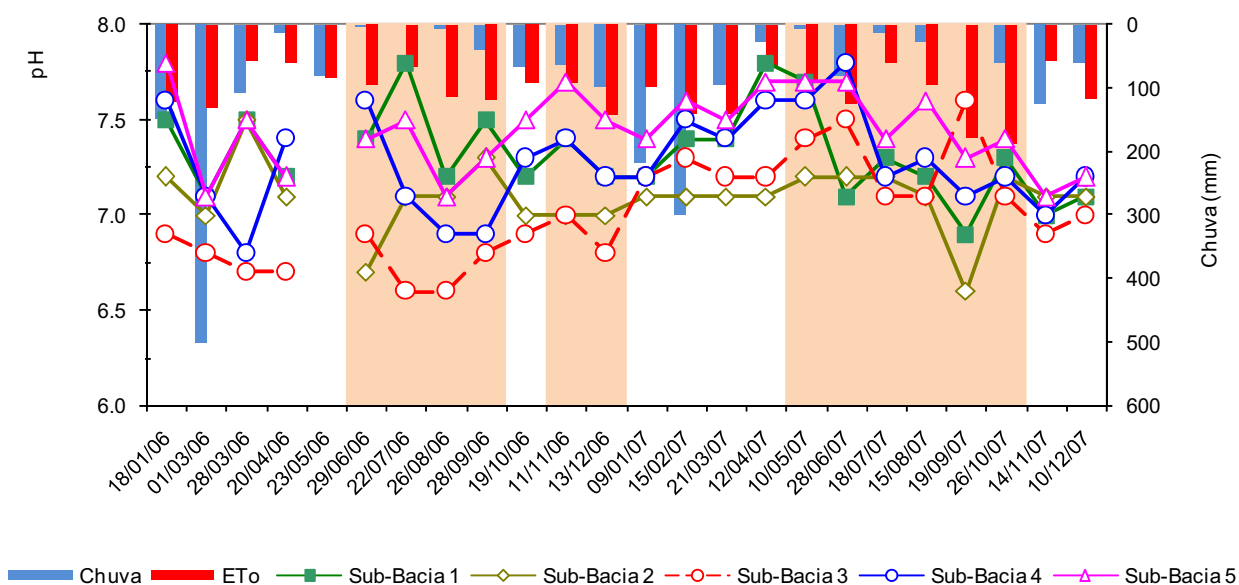


Figura 48. Variabilidade temporal dos valores de pH observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

Como pode ser verificado na Tabela 29 e Figura 47a, os valores médios observados de pH no período chuvoso para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de, respectivamente, 7,31, 7,13, 6,98, 7,28 e 7,42. Os maiores valores foram obtidos na sub-bacia 5, sendo, no entanto, somente superior significativamente as sub-bacias 2 e 3. As

sub-bacias 1 e 4 também apresentaram valores superiores estatisticamente aos das sub-bacias 2 e 3 e os valores da sub-bacia 3 foram estatisticamente inferiores aos valores obtidos nas demais sub-bacias. Ainda neste período, com exceção das sub-bacias 3 e 4 que apresentaram amostras com valores baixos de pH (54,5 e 9,1% das amostras), as demais apresentaram 100% das amostras com valores médios de pH.

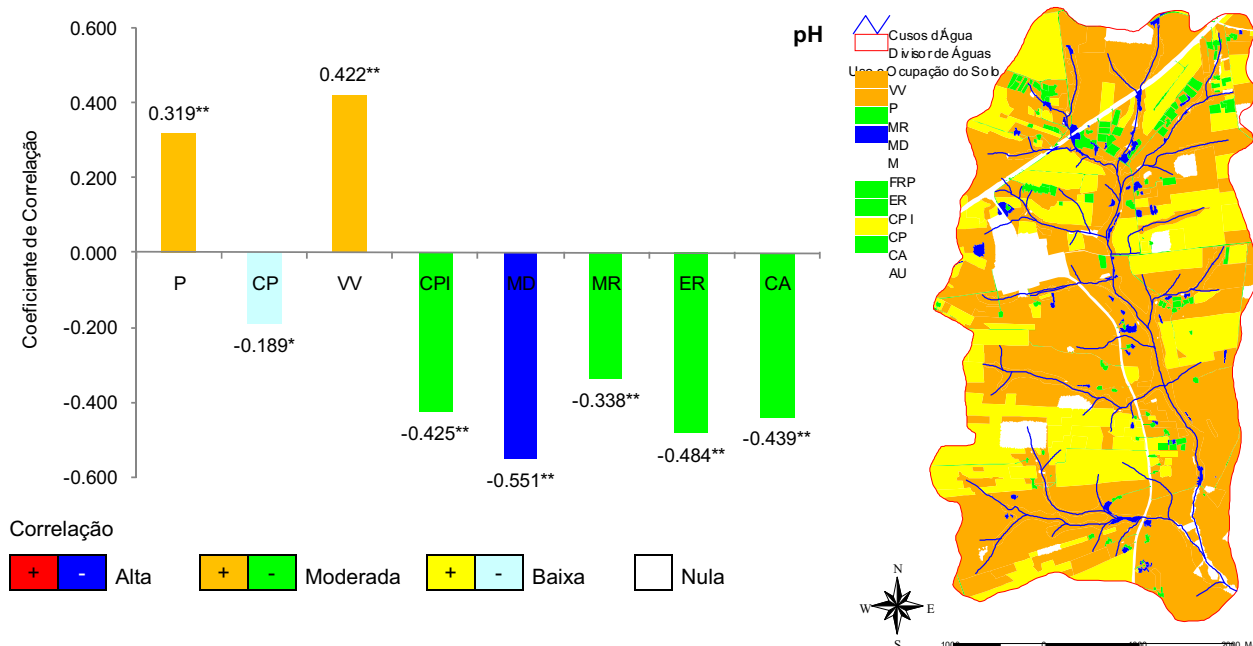
No período seco, os valores médios de pH observados nas sub-bacias foram respectivamente de 7,33, 7,06, 7,04, 7,28 e 7,47, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores observados neste período também foram obtidos na sub-bacia 5, sendo superiores estatisticamente aos valores obtidos nas demais sub-bacias. Os menores valores de pH foram obtidos nas sub-bacias 2 e 3, que não diferiram significativamente entre si. Com relação a qualidade da água, verificou-se um aumento no número de amostras com valores considerados baixos (8,3, 16,7 e 16,7% das amostras com valores baixos, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2 e 4. Para a sub-bacia 3 houve um aumento do número de amostras com valores médios (58,3% das amostras com valores considerados médios). Já a sub-bacia 5 não foi verificada mudança com relação a este atributo.

Embora tenha-se verificado uma sensível melhora na qualidade da água com relação a este atributo do período chuvoso para o seco dentro de uma mesma sub-bacia, não houve diferença estatística para nenhuma das sub-bacias avaliadas. Pela Figura 48 verifica-se uma sensível tendência de aumento do pH com a redução nos totais de chuva entre os períodos de avaliação. No entanto, pela Figura 47b, pode-se verificar que nas sub-bacias 1, 2 e 3, os maiores valores de pH tenderam a ocorrer no período seco do ano. Nas sub-bacias 4 e 5, os maiores valores tenderam a ocorrer no período chuvoso.

De acordo com os resultados verifica-se que, de maneira geral, as sub-bacias 2 e 3 apresentaram os menores valores de pH. Este fato pode estar relacionado a concentração de matéria orgânica nestes locais, sendo, no entanto, de origem das macrófitas na sub-bacia 2 e do lançamento de esgoto na sub-bacia 3. Com o consumo de oxigênio na decomposição da matéria orgânica, ocorre a liberação de gás carbônico no meio, promovendo a redução do pH da água (VON SPERLING, 1996, 246p.).

Este fato pode explicar os resultados obtidos na Figura 49 onde está apresentado a correlação do uso e ocupação dos solos com os valores de pH. De acordo com resultados verificou-se uma tendência de redução nos valores provocadas pelas áreas agricultadas

(culturas perenes - CP, culturas perenes irrigadas - CPI e culturas anuais - CA), as matas degradadas (MD), moradias rurais (MR) e estradas rurais (ER).



Resultados semelhantes foram obtidos por Toledo e Nicolella (2002, p.181-186), onde verificaram que entrada de material originado das áreas agrícolas e de fontes urbanas contribui para o aumento na carga de fósforo e amônia e promove decréscimo na concentração de OD, devido ao consumo deste elemento nos processos respiratórios da comunidade hídrica, principalmente se for material orgânico. Além disso as áreas urbanas pode contribuir com uma variação de 84 a 102 mg L⁻¹ de DQO e de 13 a 14 mg L⁻¹ de DBO (ARAÚJO et al, 2007, 320p.)

4.3.3.2.2. Condutividade Elétrica (CE)

Na Tabela 30 e Figuras 50 e 51 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de condutividade elétrica da água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 30. Análise exploratória da condutividade elétrica na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	CE (dS m ⁻¹)			Classificação		
					Baixo	Médio	Alto
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)		
Período Chuvoso	1	0,063	0,215	0,149±0,013	100,0%	0,0%	0,0%
	2	0,152	0,286	0,195±0,011	100,0%	0,0%	0,0%
	3	0,185	0,472	0,293±0,026	100,0%	0,0%	0,0%
	4	0,178	0,406	0,252±0,018	100,0%	0,0%	0,0%
	5	0,156	0,257	0,213±0,008	100,0%	0,0%	0,0%
Período Seco	1	0,134	0,399	0,188±0,020	100,0%	0,0%	0,0%
	2	0,180	0,248	0,197±0,005	100,0%	0,0%	0,0%
	3	0,155	0,720	0,388±0,045	91,7%	8,3%	0,0%
	4	0,218	0,356	0,271±0,013	100,0%	0,0%	0,0%
	5	0,052	0,279	0,214±0,016	100,0%	0,0%	0,0%

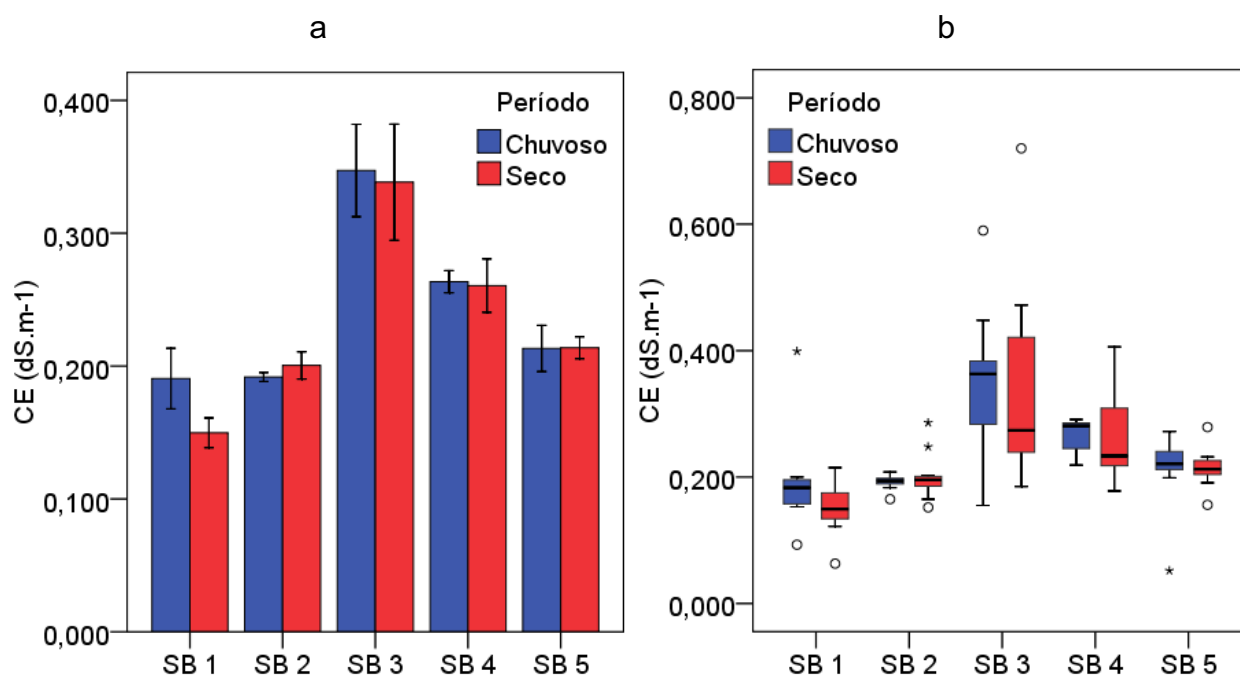


Figura 50. Valores médios de condutividade elétrica da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

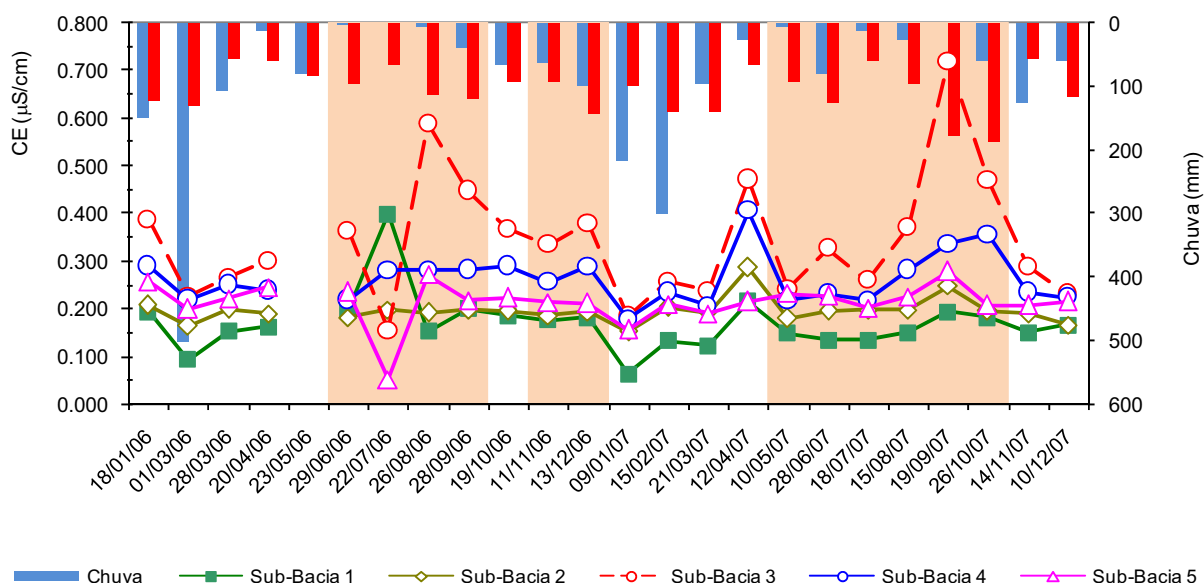


Figura 51. Variabilidade temporal dos valores de condutividade elétrica observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

Como pode ser observado na Tabela 30 e Figura 50a, os valores médios de condutividade elétrica no período chuvoso foram de 0,149, 0,195, 0,293, 0,252 e 0,213 dS m^{-1} , respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores foram observados nas sub-bacias 3 e 4, sendo significativamente superiores aos valores encontrados nas sub-bacias 1, 2 e 5. Os menores valores foram obtidos na sub-bacia 1, sendo significativamente inferiores aos obtidos nas demais sub-bacias. Neste período, nenhuma das sub-bacias avaliadas apresentaram valores considerados altos.

No período seco os valores médios de condutividade elétrica foram de 0,188, 0,197, 0,388, 0,271 e 0,214 dS m^{-1} , respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores foram obtidos na sub-bacia 3, sendo significativamente superiores aos valores obtidos nas demais sub-bacias. Os menores valores foram obtidos nas sub-bacias 1, 2 e 5, que não diferenciaram estatisticamente entre si. Neste período, com exceção da sub-bacia 3 que apresentou todos os valores 8,3% das amostras com valores médios, as demais sub-bacias apresentaram todos os valores considerados baixos.

Do período chuvoso para o seco, considerando a mesma sub-bacia, somente as sub-bacias 1 e 3 apresentaram diferenças significativas nos valores de condutividade elétrica. Os resultados da Tabela 30 podem ser confirmados pelas Figuras 50b e 51, onde verifica-se uma tendência de maiores valores de condutividade elétrica no período seco.

O fato dos maiores valores de condutividade elétrica terem sido obtidos na sub-bacia 3 se deve, possivelmente, aos sólidos dissolvidos de origem pontual do lançamento de esgoto a montante deste ponto, como já foi observado anteriormente. No período seco, os valores de condutividade elétrica tendem a serem maiores em função da redução das vazões e, conseqüentemente, do aumento da concentração de sólidos dissolvidos na água do córrego.

A condutividade elétrica também sofreu influência dos sólidos de origem difusa como pode ser observado na Figura 52, onde verifica-se correlação com as áreas habitadas (área urbana - AU e moradias rurais - MR), áreas agricultadas (culturas perenes - CP e anuais - CA) e das matas degradadas (MD).

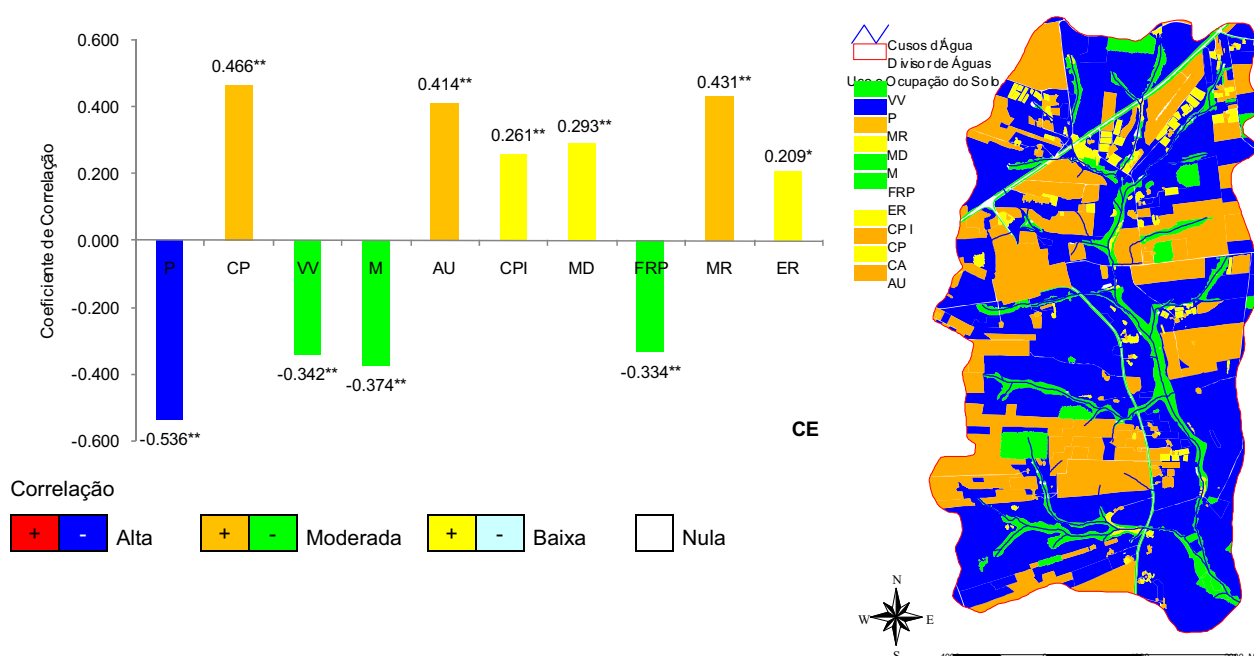


Figura 52. Análise de correlação da condutividade elétrica com o uso e ocupação dos solos da microbacia.

Das áreas habitadas a possível origem está nos sólidos dissolvidos na água, isto por que dentre as substâncias presentes nos sólidos dissolvidos, estão os sais dissolvidos (VON SPERLING, 1996, 246p.). Das áreas agricultáveis a origem possivelmente está na adubação. Bertol et al (2007, p.781-792), avaliando as perdas de solo, água e nutrientes das culturas na erosão entre sulcos, em solo cultivado sob a diferentes preparos de solo e adubações, verificaram que os valores mais elevados de condutividade elétrica da água de enxurrada foram obtidos nos tratamentos com adubação orgânica (variações de 0,073

a $0,087 \text{ dS m}^{-1}$) seguido da adubação química com NPK (35,0 a $48,2 \text{ dS m}^{-1}$). Estes resultados

4.3.3.2.3. Ferro Total (Fe)

Na Tabela 31 e Figuras 53 e 54 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de ferro total na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 31. Análise exploratória do ferro total na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Ferro Total (mg L ⁻¹)			Classificação		
					Baixo	Médio	Alto
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)		
Período Chuvoso	1	0,30	1,40	0,80±0,11	0,0%	100,0%	0,0%
	2	0,30	1,20	0,74±0,08	0,0%	100,0%	0,0%
	3	0,20	3,00	1,43±0,27	0,0%	63,6%	36,4%
	4	0,20	2,50	0,97±0,21	0,0%	81,8%	18,2%
	5	0,40	3,00	1,28±0,22	0,0%	72,7%	27,3%
Período Seco	1	0,30	2,00	0,65±0,14	0,0%	8,3%	91,7%
	2	0,10	2,00	0,62±0,15	8,3%	8,3%	83,3%
	3	0,20	4,10	1,84±0,39	0,0%	50,0%	50,0%
	4	0,10	1,00	0,50±0,09	8,3%	0,0%	91,7%
	5	0,20	1,40	0,58±0,10	0,0%	0,0%	100,0%

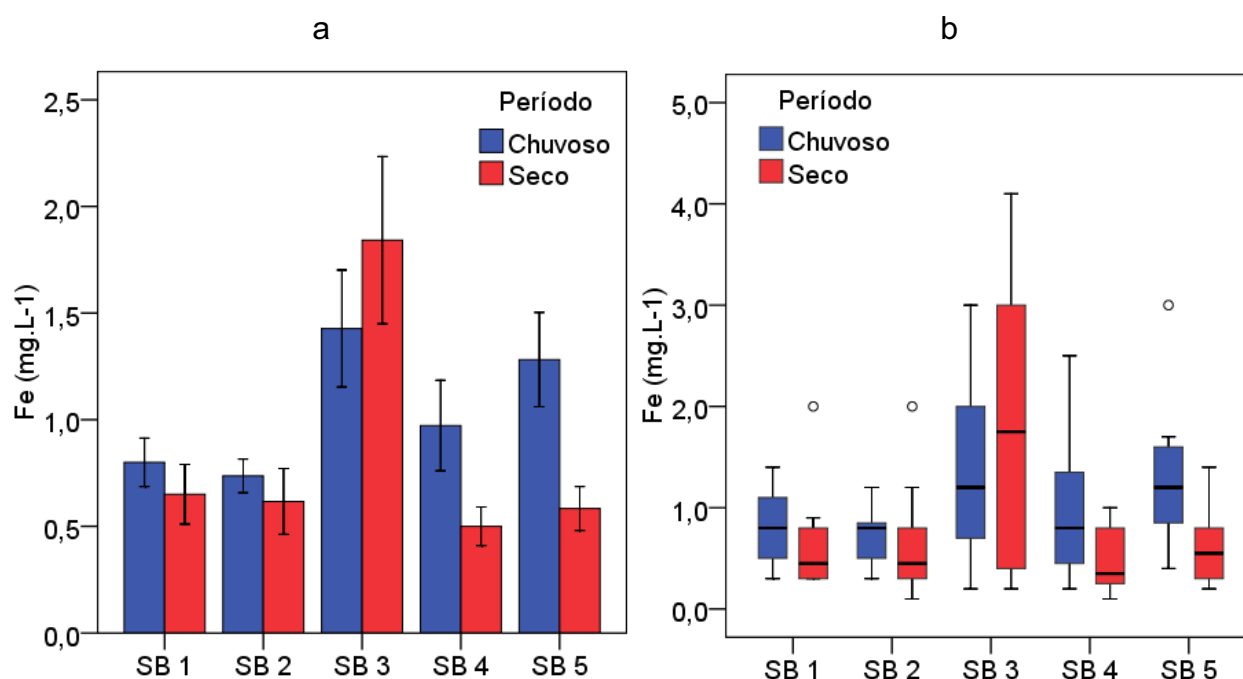


Figura 53. Valores médios de ferro total da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

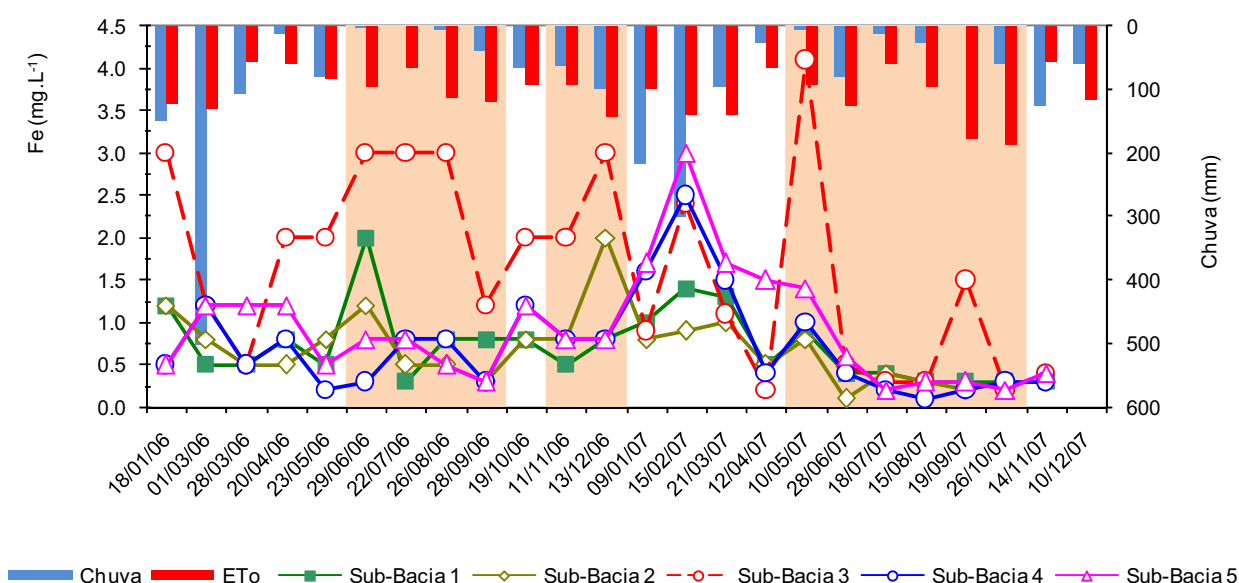


Figura 54. Variabilidade temporal dos valores de ferro total observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

De acordo com os resultados da Tabela 31 e Figura 53a, os valores médios de ferro total no período chuvoso nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de, respectivamente, 0,80, 0,74, 1,43, 0,97 e 1,28 mg L^{-1} . Os maiores valores médios foram obtidos nas sub-bacias 3, 4 e 5, os quais não apresentaram diferenças significativas entre si. No entanto, os valores obtidos nas sub-bacias 3 e 5 foram significativamente superiores aos obtidos nas sub-bacias 1 e 2. Com relação a qualidade de água, as sub-bacias 3, 4, e 5 foram as que apresentaram piores resultados com 36,4, 18,6 e 27,3% das amostras, respectivamente, com valores considerados altos. As sub-bacias 1 e 2 apresentaram em 100% das amostras, valores médios de ferro total.

No período seco, os valores médios de ferro total foram de 0,65, 0,62, 1,84, 0,50, 0,58 mg L^{-1} , respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores de ferro total foram obtidos na sub-bacia 3, os quais foram significativamente superiores aos obtidos nas demais sub-bacias. As demais sub-bacias não apresentaram diferenças estatísticas entre si. Neste período, com exceção da sub-bacia 3, ocorreu um aumento percentual do número de amostras com valores considerados altos para as sub-bacias 1, 2, 4 e 5 (91,7, 83,3, 91,7 e 100% das amostras, respectivamente).

Do período chuvoso para o seco, para a mesma sub-bacia, somente houve diferenças significativas para as sub-bacias 4 e 5, onde os valores no período chuvoso foram superiores aos do período seco. Ainda pela Figura 53b pode-se observar que, com

exceção da sub-bacia 3, houve uma tendência dos maiores valores de ferro total na água terem sido obtidos no período chuvoso, concordando com os resultados da Tabela 31.

Estes resultados evidenciam o significativo impacto da origem pontual (lançamento de esgoto) do ferro total a montante da sub-bacia 3. Este impacto ainda, pode ter contribuído para a diferença significativa obtida nos teores de ferro para as sub-bacias 4 e 5 do período chuvoso para o seco. Isto pode ser verificado em função das sub-bacias 1 e 2, que não recebem o efluente, não terem apresentado as mesmas diferenças entre os períodos avaliados. Vanzela (2004, p. 63) realizou análises no efluente da estação de tratamento de esgoto do município, o que revelou alta concentração de ferro total com valores de 9,6 e 7,7 mg L⁻¹, respectivamente, para os efluentes bruto e no tratado.

No entanto, a contribuição difusa do ferro total, embora baixa, pode ter origem nas áreas ocupadas por culturas perenes (CP), matas degradadas (MD) e moradias rurais (MR) (Figura 55).

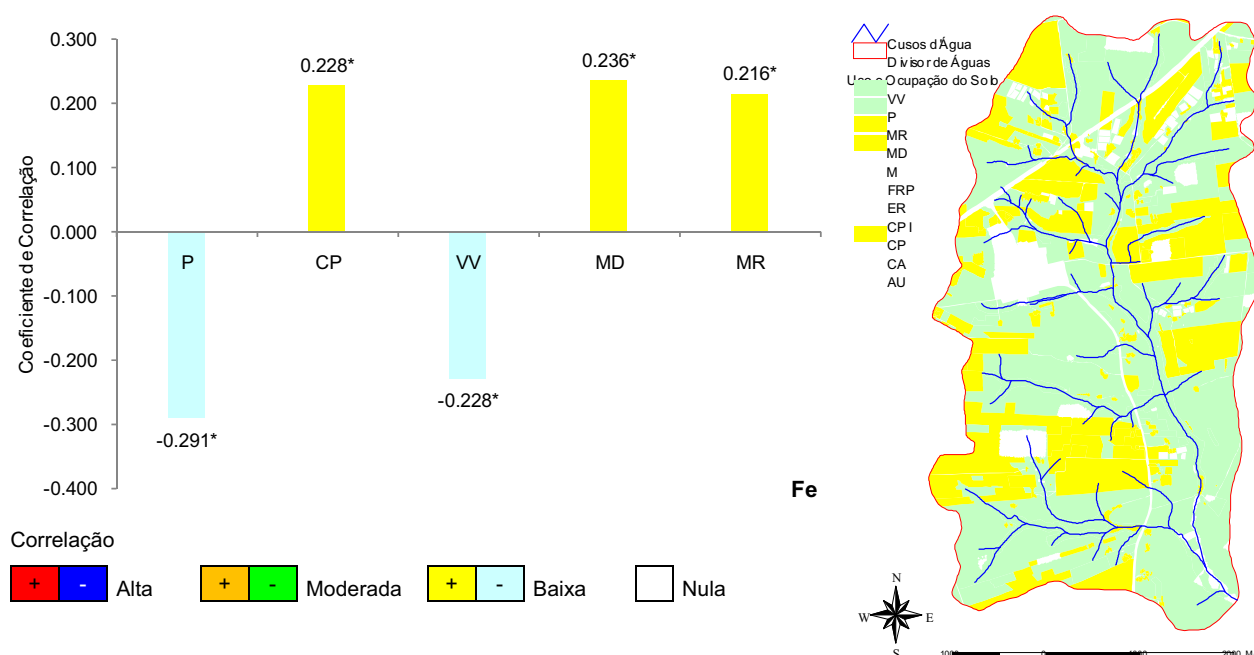


Figura 55. Análise de correlação do ferro total com o uso e ocupação dos solos da microbacia.

Resultados semelhantes foram obtidos por Primavesi et al (2002, p.209-217), que ao estudar o efeito de atividades agrícolas sobre a qualidade da água ao longo do córrego Canchim em São Carlos, encontraram o valor médio mais alto de ferro total (1,4 mg.L⁻¹) em um ponto exposto as atividades agrícolas.

Este fato provavelmente está relacionado a pouca cobertura e a baixa estabilidade do solo nestas áreas. No caso do córrego este fato associado ao tipo de solo da

microbacia, que é um ARGISSOLO VERMELHO com teores de óxidos de ferro que podem chegar até 15% (PRADO, 1995, 197p.), quando erodidos para o leito podem contribuir significativamente com esse elemento na água.

4.3.3.2.4. Cálcio

Na Tabela 32 e Figuras 56 e 57 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de cálcio na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade e temporal.

Tabela 32. Análise exploratória do cálcio na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Cálcio (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)			Classificação	
					Normal	Alto
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)	
Período Chuvoso	1	24,0	80,0	53,8± 6,4	100,0%	0,0%
	2	44,0	88,0	71,0±4,5	100,0%	0,0%
	3	40,0	124,0	86,2±7,9	100,0%	0,0%
	4	30,0	110,0	80,6±6,9	100,0%	0,0%
	5	32,0	94,0	73,0±6,0	100,0%	0,0%
Período Seco	1	44,0	78,0	63,8±3,4	100,0%	0,0%
	2	34,0	92,0	73,8±5,0	100,0%	0,0%
	3	56,0	102,0	84,0±4,6	100,0%	0,0%
	4	52,0	108,0	85,3±4,8	100,0%	0,0%
	5	46,0	102,0	79,2±4,0	100,0%	0,0%

De acordo com os dados da Tabela 32 e Figura 56a, os valores médios de cálcio na água foram de 53,8, 71,0, 86,2, 80,6 e 73,0 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores de cálcio foram obtidos na sub-bacia 3, sendo superiores significativamente aos valores obtidos nas sub-bacias 1 e 2. Os valores obtidos nas sub-bacias 4 e 5 não diferiram estatisticamente dos valores obtidos na sub-bacia 2. E a sub-bacia 1 apresentou valores inferiores significativamente as demais sub-bacias avaliadas. Ainda neste período, verificou-se que em nenhum dos pontos avaliados os valores de cálcio foram altos.

No período seco, os valores de médios de cálcio foram de 63,8, 73,8, 84,0, 85,3 e 79,2 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Neste período os maiores valores de cálcio foram obtidos nas sub-bacias 3 e 4, sendo superiores, significativamente, aos valores encontrados nas sub-bacias 1 e 2. Novamente, os

menores valores de cálcio foram observados na sub-bacia 1, sendo inferiores estatisticamente aos valores encontrados nas demais sub-bacias.

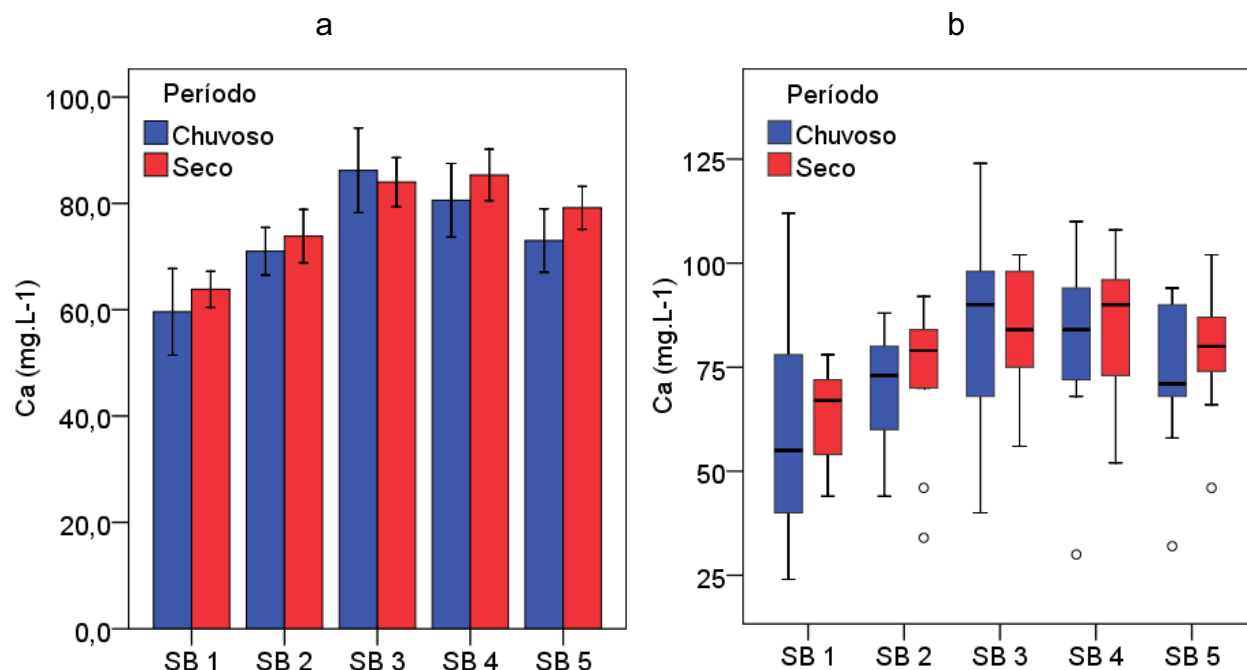


Figura 56. Valores médios de cálcio da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

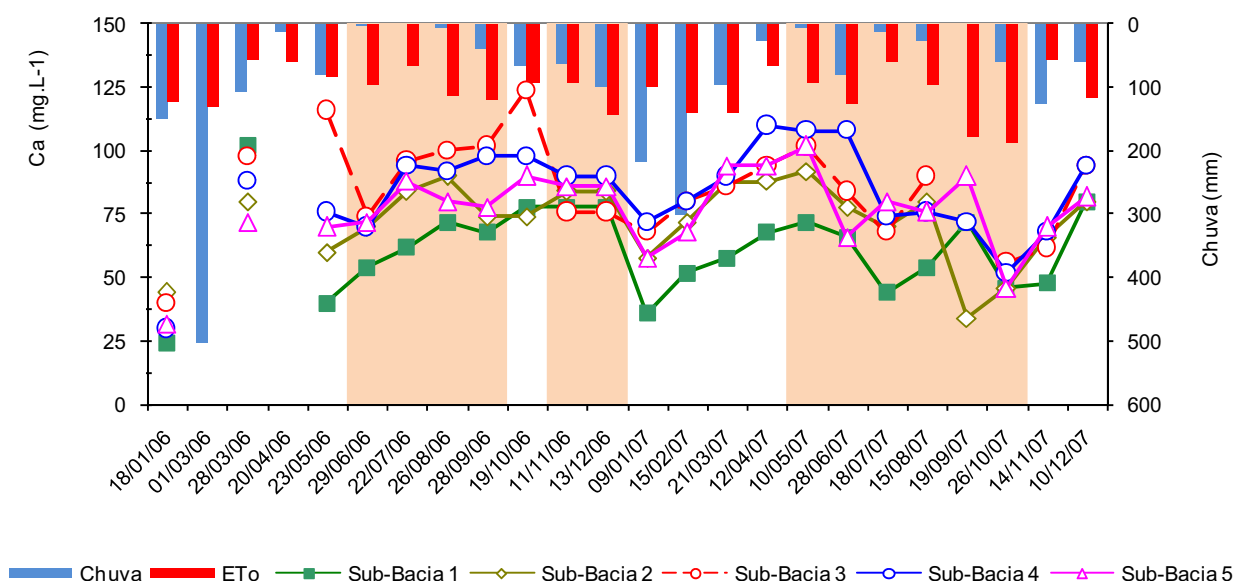


Figura 57. Variabilidade temporal dos valores de cálcio observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

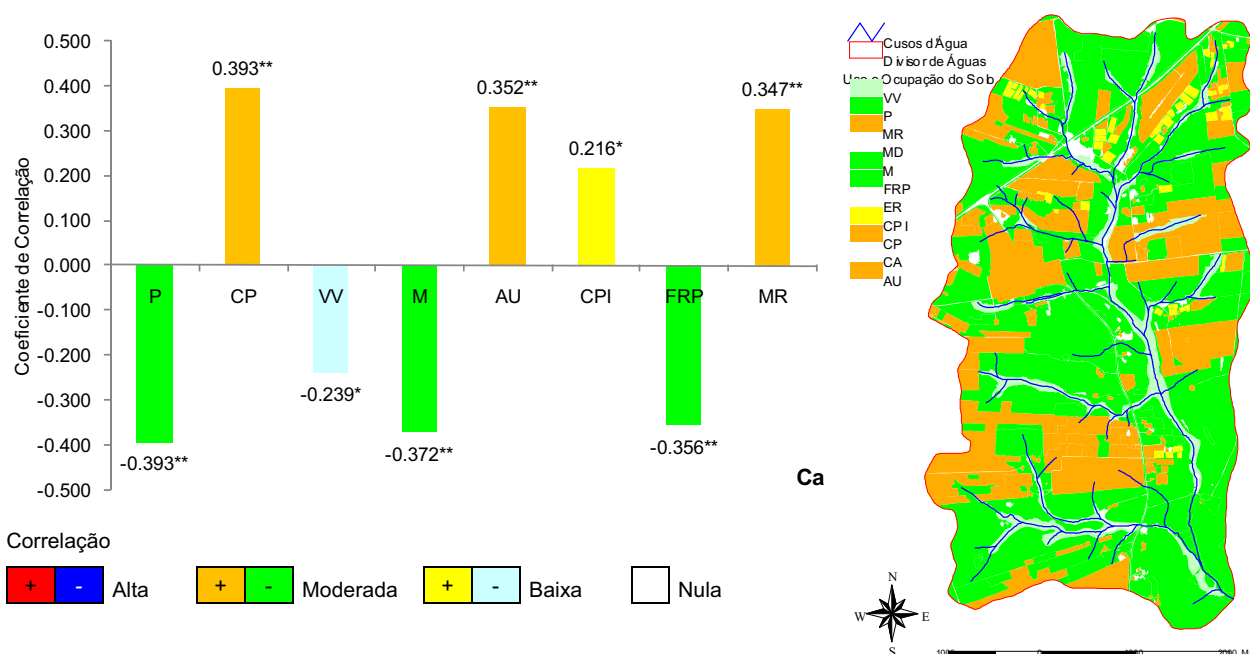
Do período chuvoso para o seco, para uma mesma sub-bacia, somente na sub-bacia 1 houve diferença significativa, onde os valores obtidos no período seco foram superiores aos obtidos no período chuvoso. No entanto, de acordo com as Figuras 56b e

57, pode-se observar que, com exceção da sub-bacia 3, houve uma tendência dos maiores valores de cálcio, para uma mesma sub-bacia, terem sido obtidos no período seco.

Estes resultados podem indicar que o cálcio é um parâmetro químico pouco influenciado pela contribuição pontual do lançamento de esgoto durante o período seco, em função da pouca diferenciação estatística entre as sub-bacias avaliadas. No entanto, pode-se notar especialmente no período chuvoso, maior influência da contribuição pontual, observadas pelas diferenças significativas em relação as sub-bacias 1 e 2 (não afetadas pelo efluente).

Ainda, em função da tendência dos maiores valores, para uma mesma sub-bacia, terem sido obtidos no período seco (com exceção da sub-bacia 3), pode ser um indício de que a maior contribuição de cálcio na água pode ter origem subterrânea. De acordo com a CETESB (2006, 124p.) os valores encontrados de cálcio na água subterrânea para a Bacia do São José dos Dourados variaram de 4,8 a 90,8 mg L⁻¹ de CaCO₃.

No entanto, uma possível contribuição difusa de cálcio também fica bastante evidenciada pelos picos de cálcio, que na maioria das sub-bacias ocorreram no período chuvoso, aliada as correlações obtidas com o uso do solo da microbacia (Figura 58).



De acordo com a análise de correlação, as prováveis origens difusas do cálcio são das áreas agricultadas (culturas perenes - CP e culturas perenes irrigadas - CPI) e das

áreas habitadas (moradias rurais - MR e área urbana - AU). Resultados semelhantes foram obtidos por Gonçalves et al (2005, p.391-399), que atribuíram o aumento das concentrações de cálcio e magnésio na água, ao longo da microbacia do Arroio Lino, às elevadas taxas de erosão e elevadas disponibilidades desses nutrientes no solo, fato este, que também pode estar ocorrendo na microbacia do Três barras. Das áreas habitadas (área urbana e moradias rurais) a origem de cálcio, magnésio e dureza total, pode ser dos resíduos e aterros domésticos. Sisinnio e Moreira (1996, p.515-523) encontraram valores de até 95 mg L⁻¹ de dureza total em amostras de efluente de aterros, evidenciando que estas áreas podem contribuir com estes atributos.

4.3.3.2.5. Magnésio

Na Tabela 33 e Figuras 59 e 60 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de magnésio na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 33. Análise exploratória do magnésio na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Magnésio (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)			Classificação	
					Normal	Alto
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)	
Período Chuvoso	1	8,0	86,0	38,9±7,1	100,0%	0,0%
	2	2,0	70,0	43,6±6,2	100,0%	0,0%
	3	16,0	124,0	56,6±10,2	100,0%	0,0%
	4	28,0	122,0	52,4±9,0	100,0%	0,0%
	5	22,0	82,0	48,4±5,9	100,0%	0,0%
Período Seco	1	28,0	62,0	40,8±3,3	100,0%	0,0%
	2	32,0	98,0	55,5±7,1	100,0%	0,0%
	3	48,0	72,0	60,2±2,3	100,0%	0,0%
	4	24,0	98,0	52,0±4,8	100,0%	0,0%
	5	34,0	104,0	51,8±6,0	100,0%	0,0%

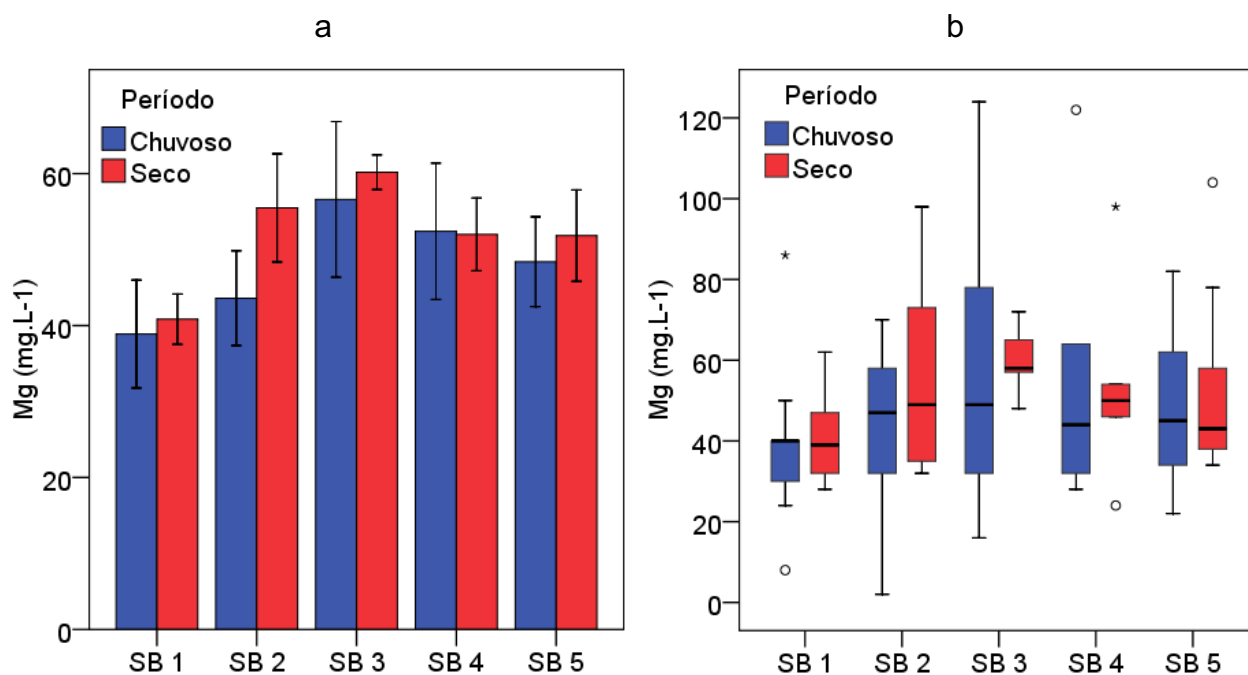


Figura 59. Valores médios de magnésio da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

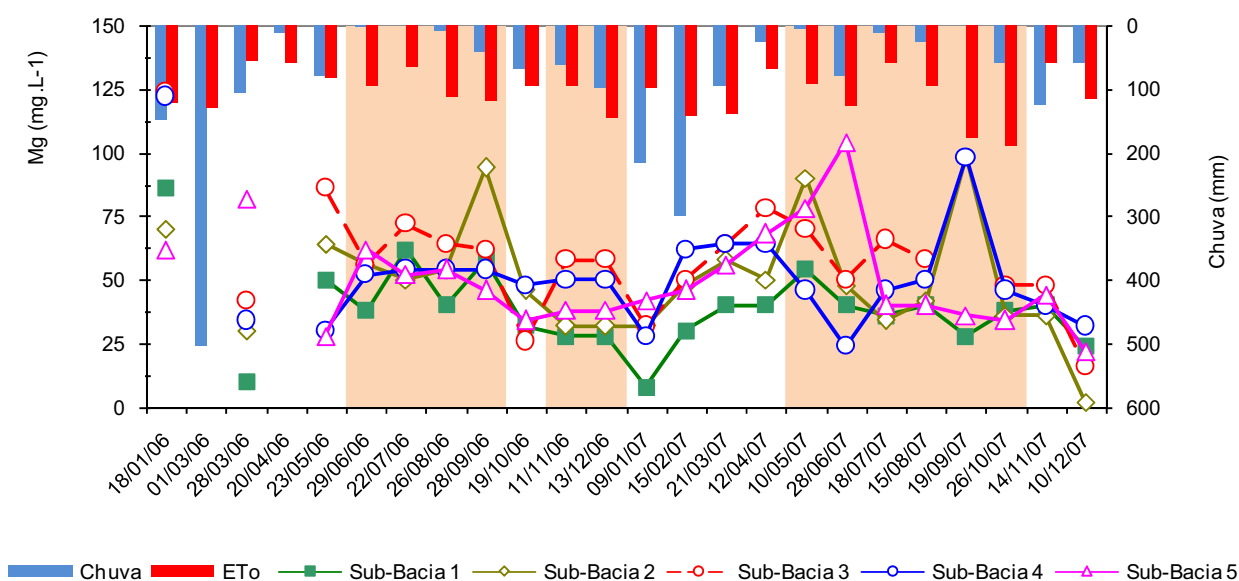


Figura 60. Variabilidade temporal dos valores de magnésio observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

De acordo com os resultados da Tabela 33 e Figura 59a, os valores médios de magnésio na água foram de 38,9, 43,6, 56,6, 52,4 e 48,4 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores foram encontrados nas sub-bacias 3,

sendo, no entanto, somente superior estatisticamente a sub-bacia 1. Neste período nenhuma das sub-bacias apresentaram valores considerados altos.

No período seco, os valores médios de magnésio foram 40,8, 55,5, 60,2, 52,0 e 51,8 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Neste período, os valores obtidos na sub-bacia 1 foram inferiores aos obtidos nas demais sub-bacias, que por sua vez, não apresentaram diferenças significativas entre si. Ainda de acordo com os resultados, entre os períodos avaliados e para uma mesma sub-bacia, não houveram diferenças significativas para nenhuma das sub-bacias monitoradas. Também, no período seco não houve valores considerados altos para este atributo.

Embora foram encontradas poucas diferenças significativas, de acordo com a Figura 59b, com exceção da sub-bacia 5 houve uma tendência de aumento nos valores de magnésio durante o período seco, concordando com os resultados da Tabela 33 e Figura 59a. Em função disto é possível que a principal fonte origem do magnésio presente na água seja de origem subterrânea, já que na Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados foram encontrados valores de magnésio de 1,2 a 61,7 mg L⁻¹ na água subterrânea (CETESB, 2006, 124p.).

No entanto, a contribuição difusa de magnésio também não pode ser descartada em função das correlações, mesmo baixas, terem sido significativas (Figura 61).

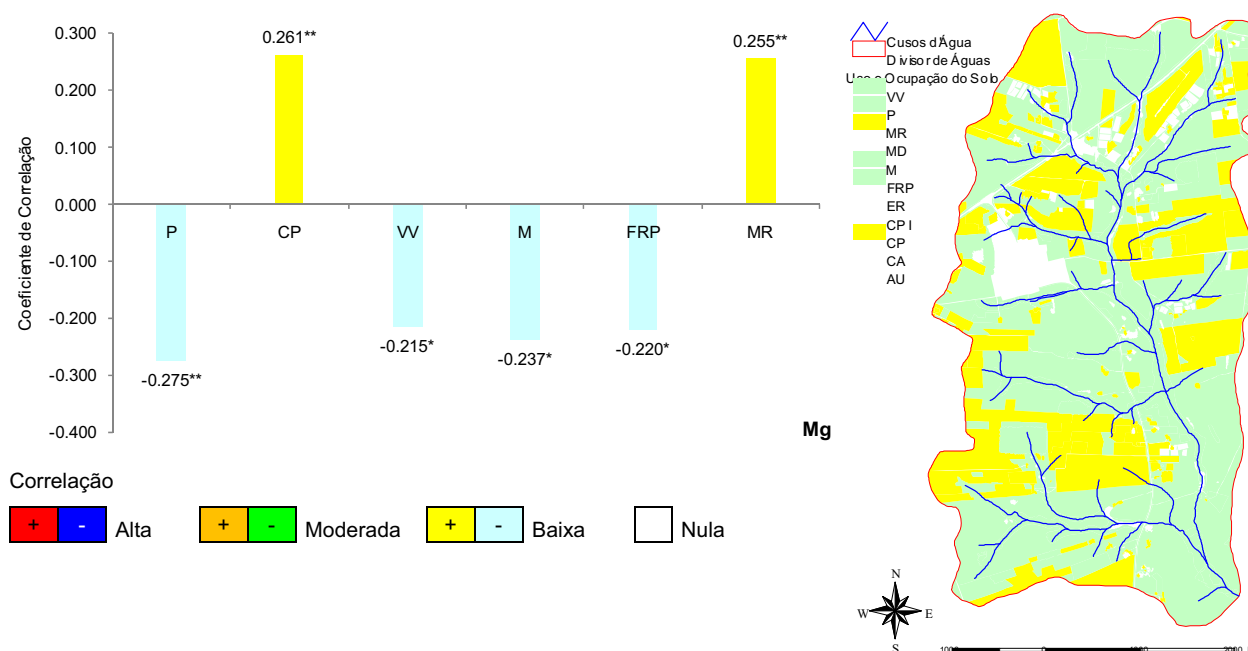


Figura 61. Análise de correlação do magnésio com o uso e ocupação do solo da microbacia.

Como pode ser observado foram verificadas correlações com as áreas de culturas perenes (CP) e com as moradias rurais (MR). A principal origem difusa do magnésio, assim como a do cálcio, está relacionada ao transporte de nutrientes pela erosão hídrica (GONÇALVEZ et al, 2005, p.391-399).

4.3.3.2.6. Dureza Total (DT)

Na Tabela 34 e Figuras 62 e 63 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de dureza total na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 34. Análise exploratória de dureza total na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	Dureza Total (mg L ⁻¹)		
		Mín.	Máx.	Méd.
Período Chuvoso	1	44,0	138,0	94,3±7,2
	2	82,0	146,0	112,7±5,3
	3	100,0	202,0	139,3±9,0
	4	100,0	174,0	131,7±6,5
	5	94,0	162,0	118,8±6,8
Período Seco	1	80,0	126,0	104,7±4,5
	2	82,0	182,0	129,3±7,7
	3	104,0	172,0	144,2±6,3
	4	98,0	170,0	137,3±5,5
	5	80,0	180,0	131,0±7,4

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 34 e Figura 62a, os valores médios de dureza total no período chuvoso foram de 94,3, 112,7, 139,3, 131,7 e 118,8 mg L⁻¹, respectivamente, nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores de dureza total foram obtidos na sub-bacia 3, sendo, no entanto, somente superior aos valores encontrados nas sub-bacias 1, 2 e 5. Os menores valores foram observados na sub-bacia 1, sendo inferiores significativamente aos valores obtidos as demais sub-bacias.

No período seco, os valores médios obtidos nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de 104,7, 129,3, 144,2, 137,3 e 131,0 mg L⁻¹, respectivamente. Neste período, os maiores valores foram observados na sub-bacia 3, sendo somente superior significativamente, aos valores observados nas sub-bacias 1 e 2. Os valores observados nas sub-bacia 1 foram inferiores significativamente aos valores observados nas demais sub-bacias.

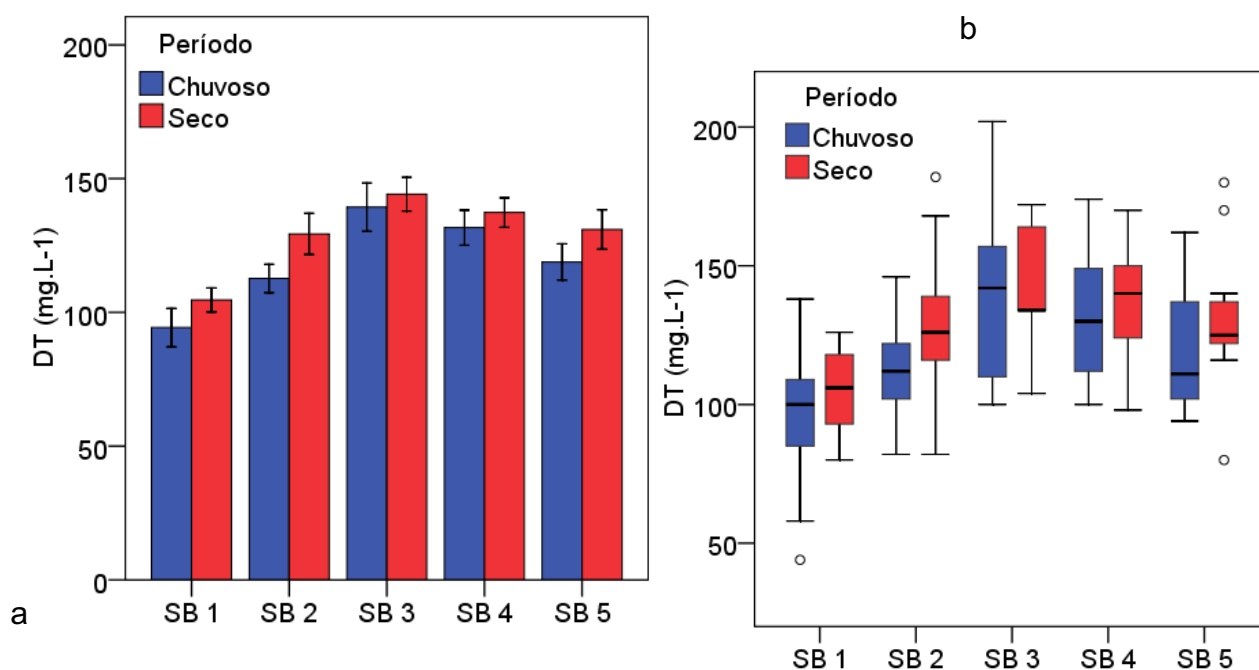


Figura 62. Valores médios de dureza total da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

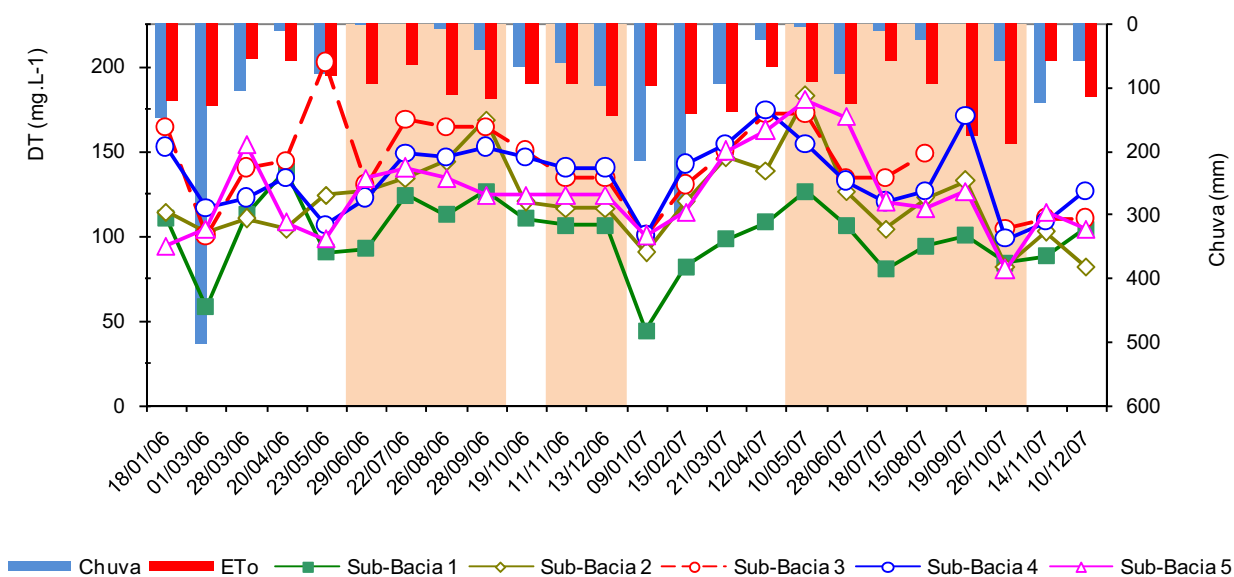


Figura 63. Variabilidade temporal dos valores de dureza total observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

Do período chuvoso para o seco, a única sub-bacia que apresentou diferenças significativas nos valores de dureza total foi a sub-bacia 2, onde no período seco os valores foram superiores aos do período chuvoso. Esses resultados estão de acordo com a Figura 63, onde verifica-se uma tendência de redução dos valores de dureza total com

aumento dos totais acumulados de precipitação. No entanto, verifica-se pela Figura 62b que somente para a sub-bacia 3, os valores tenderam a serem maiores no período chuvoso do ano.

Pelos resultados obtidos é possível evidenciar uma influência da contribuição pontual nos valores de dureza total, pelas diferenças significativas observadas entre os valores na sub-bacia 3 e os valores nas demais sub-bacias (exceto a sub-bacia 4). Ainda pode-se verificar que, com exceção da sub-bacia 3, os maiores valores tenderam a ocorrer no período seco o que reforça a teoria da contribuição subterrânea ser a principal fonte da dureza total na microbacia. Este resultado pode ser explicado pelos valores de dureza total encontrados na água subterrânea da Bacia do São José dos Dourados (CETESB, 2006, 124p.), com uma variação de 2,2 a 147,0 mg L⁻¹ de CaCO₃.

No entanto, a contribuição difusa da dureza total também não pode ser descartada, em função do aumento da amplitude dos valores no período chuvoso em relação ao período seco, associado as fortes correlações obtidas com o uso e ocupação dos solos (Figura 64).

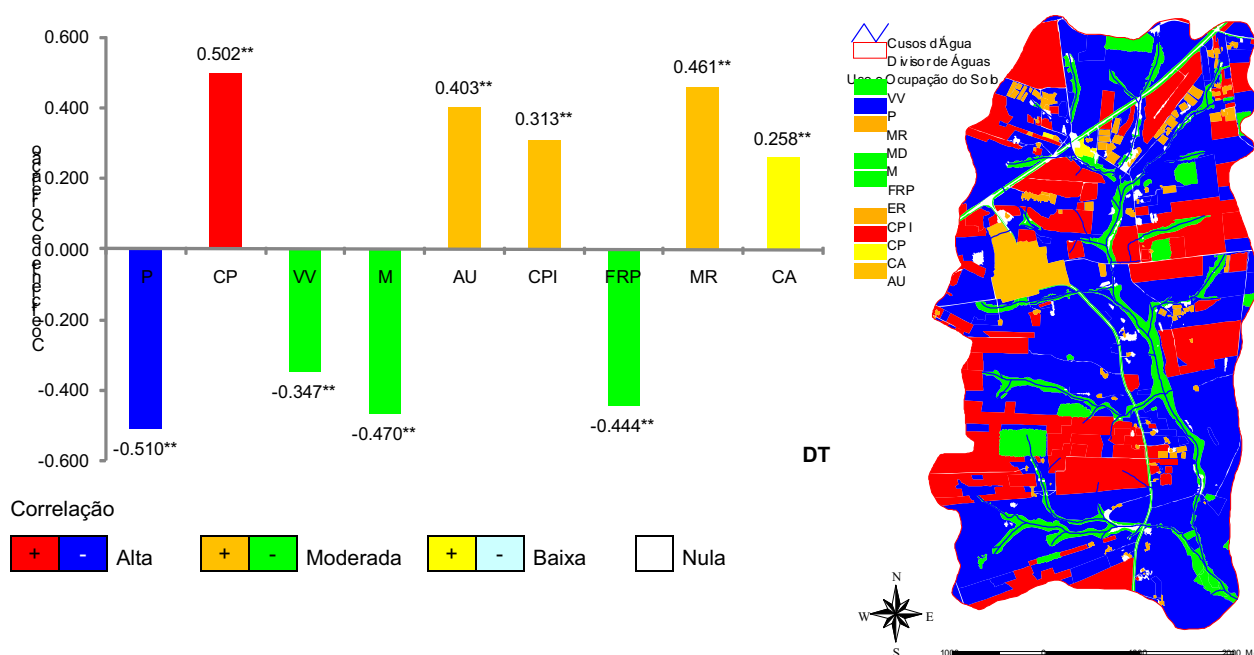


Figura 64. Análise de correlação da dureza total com o uso e ocupação dos solos da microbacia.

Como pode ser observado, as correlações positivas entre a dureza da água e o uso e ocupação dos solos foram altas para as culturas perenes (CP), médias para área

urbana (AU), culturas perenes irrigadas (CPI), moradias rurais (MR), e baixas para culturas anuais (CA).

4.3.3.2.7. Oxigênio Dissolvido (OD)

Na Tabela 35 e Figuras 65 e 66 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de oxigênio dissolvido na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 35. Análise exploratória de oxigênio dissolvido na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	OD (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)			Classificação	
					Adequado	Inadequado
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)	
Período Chuvoso	1	4,2	14,2	8,7±1,0	75,0%	25,0%
	2	1,8	7,6	3,7±0,5	0,0%	100,0%
	3	1,8	11,2	5,0±0,7	41,7%	58,3%
	4	3,8	12,4	6,8±0,7	66,7%	33,3%
	5	2,8	15,4	8,3±1,2	72,7%	27,3%
Período Seco	1	2,2	15,4	8,0±1,4	66,7%	33,3%
	2	1,0	12,2	4,4±1,0	33,3%	66,7%
	3	0,0	10,2	5,2±0,9	41,7%	58,3%
	4	2,6	15,2	7,4±1,2	75,0%	25,0%
	5	2,4	15,6	8,2±1,2	75,0%	25,0%

Como pode ser observado na Tabela 35 e Figura 65a, os valores médios de oxigênio dissolvido no período chuvoso foram de 8,7, 3,7, 5,0, 6,8 e 8,3 mg L⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. De acordo com os resultados, os maiores valores de oxigênio dissolvido foram obtidos na sub-bacia 1, diferindo estatisticamente dos valores nas sub-bacias 2, 3 e 4. Os menores valores foram obtidos na sub-bacia 2, sendo inferiores significativamente as demais sub-bacias. Com relação a classificação da qualidade da água, durante este período, foram verificadas valores considerados inadequados em 25,0, 100,0, 58,3, 33,3 e 27,3% das amostras, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5.

Para o período seco, os valores médios nas sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram, respectivamente, de 8,0, 4,4, 5,2, 7,4 e 8,2 mg L⁻¹. Durante este período os maiores valores foram obtidos nas sub-bacias 1, 4 e 5, sendo superiores estatisticamente aos valores obtidos nas sub-bacias 2 e 3. Neste período, os valores considerados

inadequados foram obtidos em 33,3, 66,7, 58,3, 25,0 e 25,0% das amostras, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5.

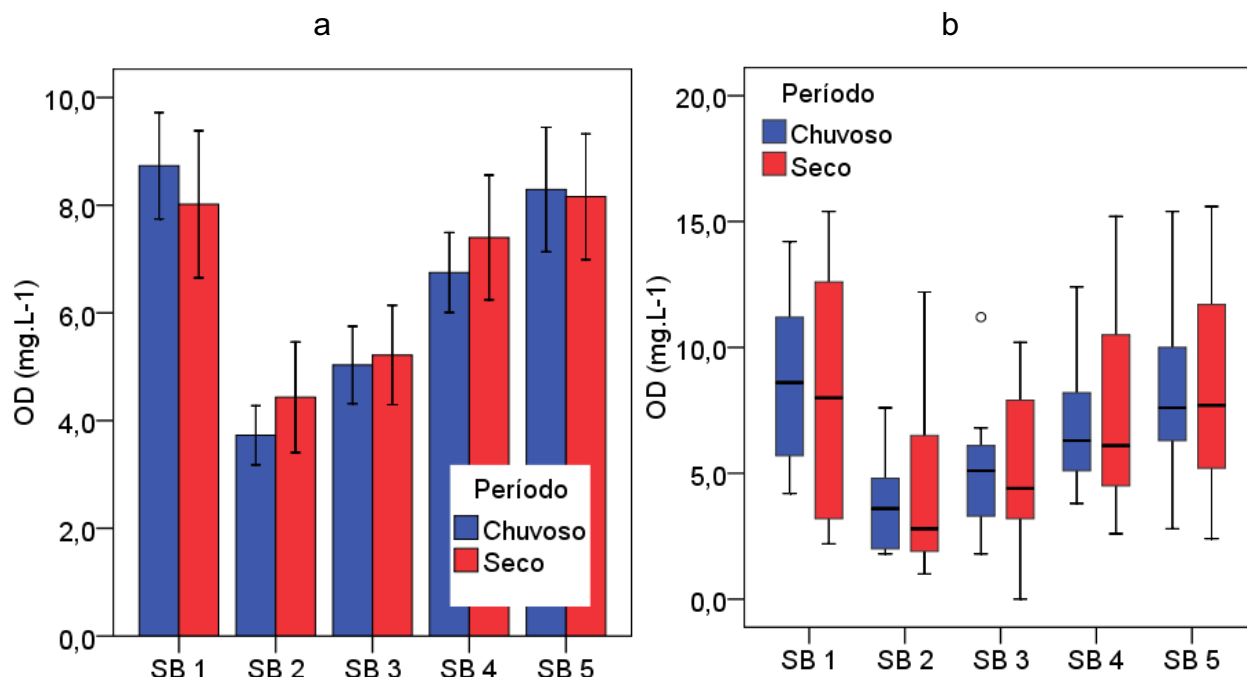


Figura 65. Valores médios de oxigênio dissolvido na água das sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

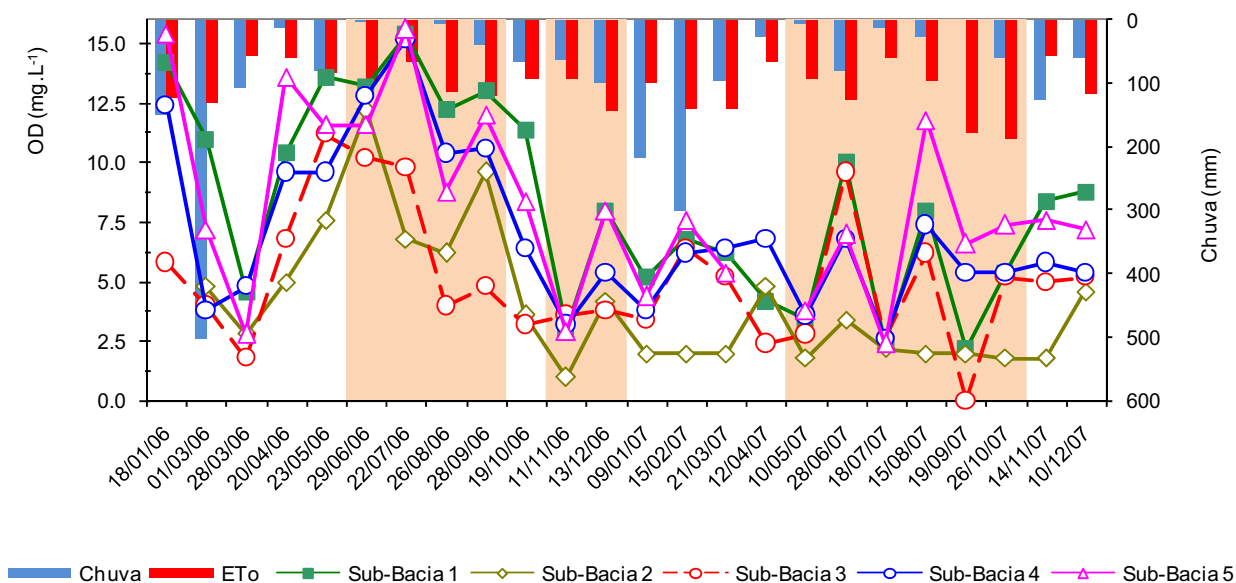


Figura 66. Variabilidade temporal dos valores de oxigênio dissolvido observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

Do período chuvoso para o seco, em nenhuma das sub-bacias avaliadas houveram diferenças significativas. No entanto, pela Figura 66 pode-se observar que houve uma

tendência de aumento dos valores de OD com a diminuição dos volumes precipitados, fato este que pode ser confirmado pela Figura 65b, onde os maiores valores tenderam a ocorrer no período seco. A tendência do aumento da concentração de oxigênio dissolvido no período seco, neste caso, se deve principalmente a redução da temperaturas da água provocando o aumento de sua solubilidade (*ver Figura 40, página 114*).

Como pode-se verificar nos resultados a sub-bacia 2 possivelmente está apresentando problemas de eutrofização, em função dos baixos valores de OD encontrados serem até mesmo inferiores significativamente, aos valores observados na sub-bacia 3 que recebe efluente de esgoto com grande potencial de DBO e DQO (*ver página 47*). A área drenada pela sub-bacia 2 é que apresenta maior ocupação por matas degradadas, onde em algumas ocasiões das avaliações de campo, foi possível verificar que esses locais são bastante utilizados para a deposição de lixo e animais mortos. Aliado a este fato, o fluxo de água na calha da foz da sub-bacia 2 é de baixa velocidade em função do assoreamento e da presença de macrófitas aquáticas. Sendo assim, todos estes condicionantes podem favorecer o processo de eutrofização que tem como umas das principais conseqüências a redução da concentração de oxigênio dissolvido na água (ARAÚJO et al, 2007, 320p.).

Estes resultados podem ser ainda confirmados pela Figura 67, onde verifica-se uma possível influência da poluição difusa na redução dos valores de oxigênio dissolvido, originado das áreas rurais habitadas (MR), das matas degradadas (MD), das áreas agricultadas (CP, CPI e CA) e das estradas rurais (ER).

Das áreas habitadas estes resultados se devem possivelmente aos dejetos e lixo lançados em aterros domésticos, além da criação de animais tais como suínos, aves e bovinos leiteiros aos arredores das moradias, sem condição de tratamento dos dejetos. A correlação positiva com as áreas ocupadas por matas degradadas e estradas rurais pode ser explicada devido a escolha desses locais para a deposição de resíduos de origem doméstica e/ou animais mortos, como já evidenciado anteriormente. O mesmo comportamento foi obtido por Gonçalves et al (2005, p.391-399), que verificaram alta contaminação biológica em locais com proximidade ao um maior número de moradias e locais com muito lixo (plásticos, latas e embalagens de pesticidas).

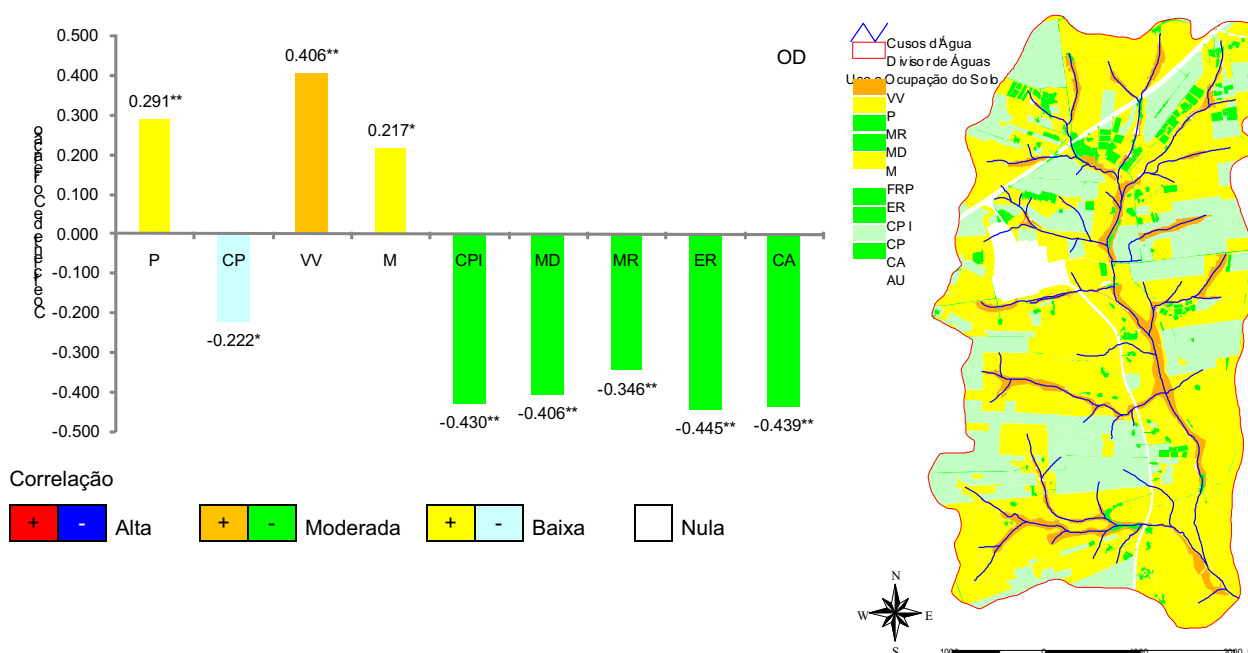


Figura 67. Análise de correlação do oxigênio dissolvido com o uso e ocupação dos solos da microbacia.

Já a correlação com as culturas, principalmente as perenes (CP) e as perenes irrigadas (CPI), se deve provavelmente, a adubação com esterco em grande quantidade. De acordo com os técnicos da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI do município de Marinópolis, os produtores realizam adubações de até 6 kg ano⁻¹ planta⁻¹ de esterco de galinha para a cultura da laranja e cerca de 80 t ano⁻¹ ha⁻¹ de esterco de gado para nas videiras. Bertol et al (2007, p.781-792) encontraram valores de DQO na água de enxurrada originada de cobertos com adubação orgânica, valores variando de 259 a 317 mg L⁻¹, fato este que poderia explicar estes resultados.

4.3.3.3. Parâmetros Biológicos

4.3.3.3.1. Coliformes Fecais

Na Tabela 36 e Figuras 68 e 69 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de coliformes fecais na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, bem como a sua variabilidade temporal.

Tabela 36. Análise exploratória de coliforme fecais na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	CF (NMP 100 ⁻¹ mL ⁻¹)			Classificação	
					Adequado	Inadequado
		Mín.	Máx.	Méd.	(% das amostras)	
Período Chuvoso	1	0	900	175±80	100,0%	0,0%
	2	0	1200	229±112	91,7%	8,3%
	3	6400	81000	23098±6554	8,3%	91,7%
	4	0	6400	976±616	75,0%	25,0%
	5	0	3200	722±343	75,0%	25,0%
Período Seco	1	0	660	65±55	100,0%	0,0%
	2	0	7680	735±636	91,7%	8,3%
	3	0	48000	15180±4284	8,3%	91,7%
	4	0	1080	240±102	91,7%	8,3%
	5	0	600	150±53	100,0%	0,0%

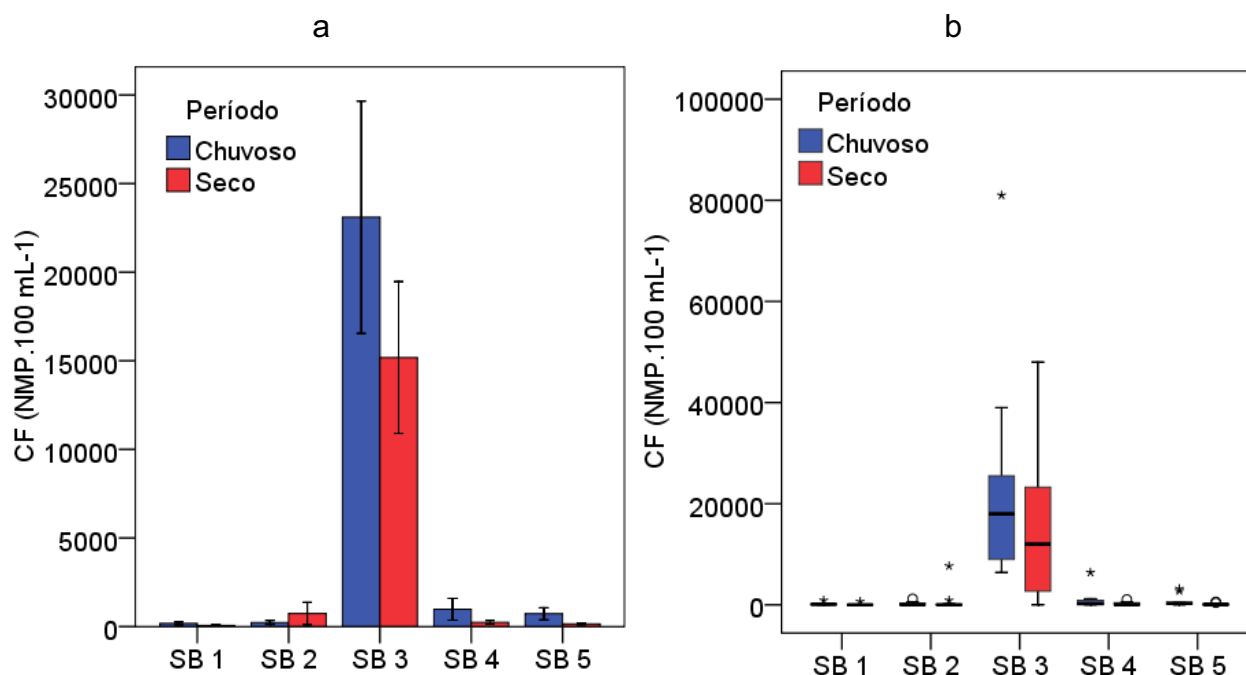


Figura 68. Valores médios de coliformes fecais da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

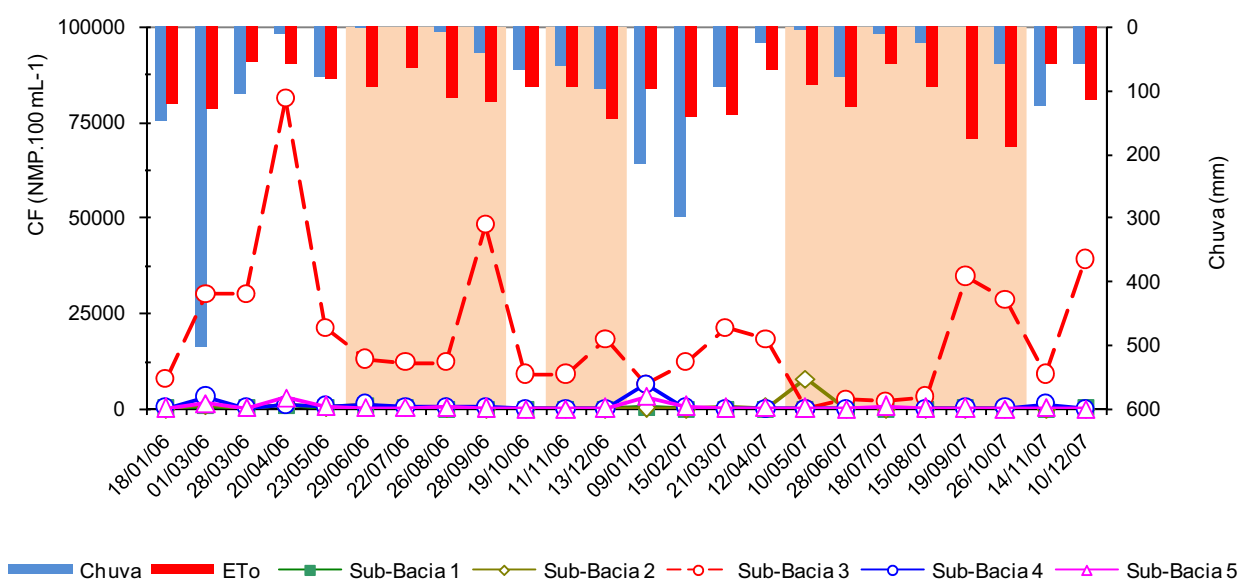


Figura 69. Variabilidade temporal dos valores de coliformes fecais observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

De acordo com os resultados da Tabela 36 e Figura 68a, os valores médios de coliformes fecais durante o período chuvoso para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5 foram de, respectivamente, 175, 229, 23.098, 976 e 722 NMP 100⁻¹mL⁻¹. Como pode ser observado os maiores valores foram obtidos na sub-bacia 3, sendo estatisticamente superiores aos valores encontrados nas demais sub-bacias. Nas sub-bacias 4 e 5, os valores encontrados foram significativamente superiores aos obtidos nas sub-bacias 1 e 2. Neste período, com exceção da sub-bacia 1 que não apresentou valor inadequado, foram encontrados valores inadequados em 8,3, 91,7, 25,0 e 25,0% das amostras, respectivamente, para as sub-bacias 2, 3, 4 e 5.

No período seco os valores médios de coliformes fecais foram de 65, 735, 15.180, 240 e 150 NMP 100⁻¹mL⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Neste período, também, os maiores valores de coliformes fecais foram obtidos na sub-bacia 3, sendo superiores estatisticamente as demais sub-bacias. Entre as demais sub-bacias avaliadas somente houve diferenças estatísticas entre os valores obtidos na sub-bacia 4 e 2. Ainda no período seco foram encontrados valores inadequados somente para as sub-bacias 2, 3 e 4, respectivamente, em 8,3, 91,7 e 8,3% das amostras coletadas.

Do período chuvoso para o seco somente foram verificados melhoras significativas para as sub-bacias 4 e 5, onde no período seco os valores foram inferiores aos obtidos no período chuvoso. Estes resultados novamente evidenciam a contribuição pontual do

lançamento de esgoto para o aumento da concentração de coliformes fecais (ver página 47), observado pela diferença significativa entre a sub-bacia 3 e as demais sub-bacias avaliadas.

No entanto, verifica-se que durante o período chuvoso a contribuição difusa tende a provocar aumentos nos valores de coliformes fecais, como pode ser observado principalmente nas sub-bacias 4 e 5. Esta contribuição difusa pode estar sendo originada principalmente nas áreas ocupadas por culturas perenes (CP), moradias rurais (MR) e matas degradadas (MD) como pode ser observado na Figura 70.

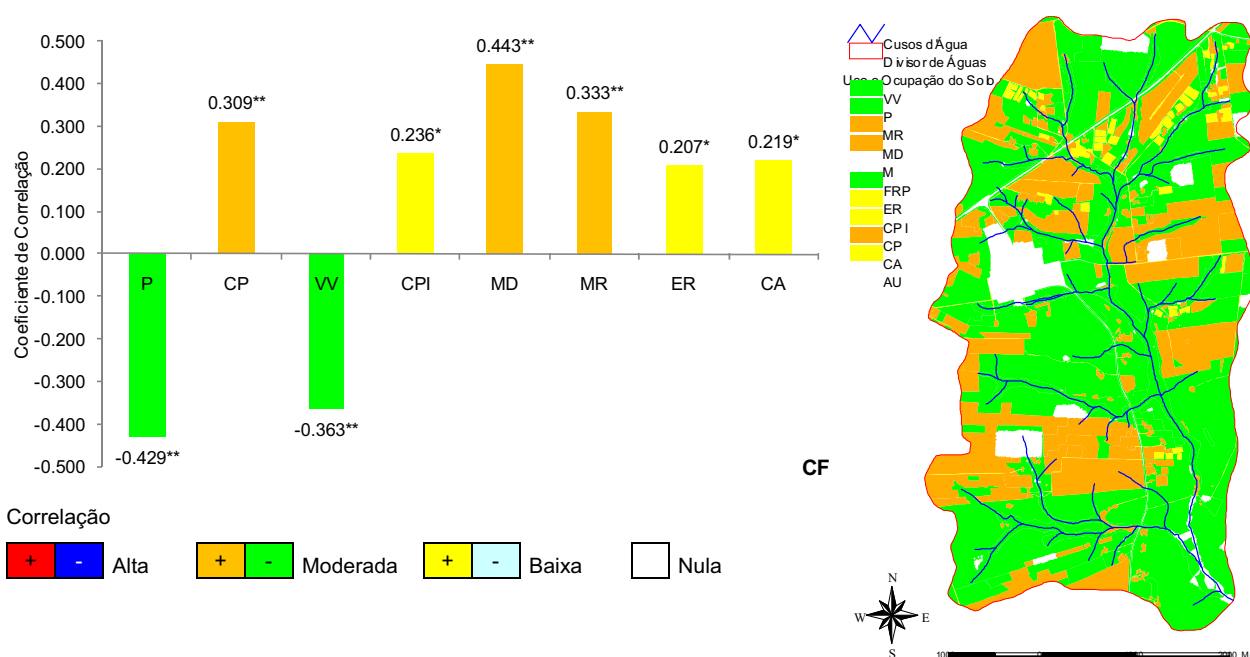


Figura 70. Análise de correlação dos coliformes fecais com o uso e ocupação dos solos da microbacia.

Estes resultados mais uma vez evidenciam a influência na qualidade da água das moradias rurais, em função dos aterros domésticos e da criação de animais, e das matas degradadas e estradas rurais, devidos aos resíduos lançados nas áreas ocupadas por s, como já discutido anteriormente.

Das áreas agricultadas possivelmente se deve aos sedimentos da adubação orgânica das culturas perenes (realizado por esterco como já discutido) transportados pela água da enxurrada Bertol et al (2007, p.781-792) até o manancial, podendo contribuir com coliformes fecais, já estes são oriundos do intestino de animais (VON SPERLING, 1996, 246 p.).

4.3.3.3.2. Coliformes Totais

Na Tabela 37 e Figuras 71 e 72 estão apresentados os resultados da análise exploratória dos dados de coliformes totais na água, distribuídos entre os períodos chuvoso e seco, e as análises de variabilidade espacial e temporal.

Tabela 37. Análise exploratória de coliforme totais na água observada nas sub-bacias, distribuídas entre os períodos chuvoso e seco.

Período	SB	CT (NMP 100 ⁻¹ mL ⁻¹)			Classificação	
		Mín.	Máx.	Méd.	Adequado	Inadequado
					(% das amostras)	
Período Chuvoso	1	0	4200	1003±340	100,0%	0,0%
	2	300	3300	1120±285	100,0%	0,0%
	3	9000	189000	68975±14391	9,1%	90,9%
	4	660	17280	2958±1605	91,7%	8,3%
	5	360	13440	2134±1157	83,3%	16,7%
Período Seco	1	60	3360	760±263	100,0%	0,0%
	2	60	17280	2295±1408	91,7%	8,3%
	3	1200	135000	58489±12029	8,3%	91,7%
	4	60	3180	1018±301	100,0%	0,0%
	5	180	3720	1030±275	100,0%	0,0%

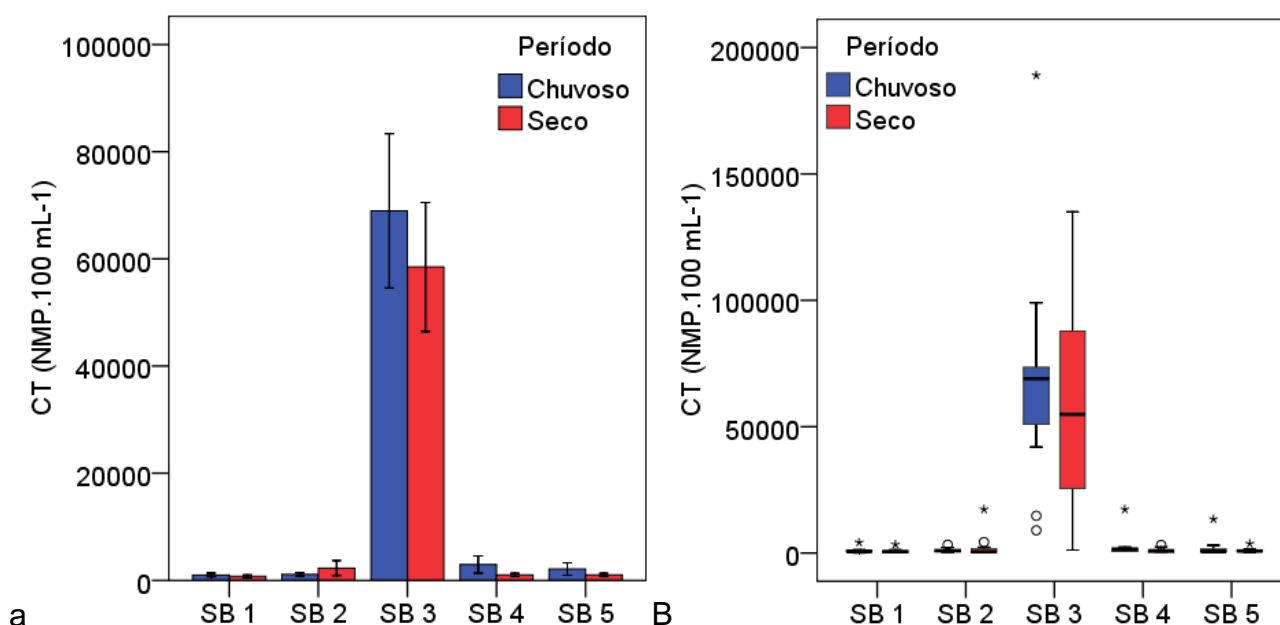


Figura 71. Valores médios de coliformes totais da água nas sub-bacias avaliadas (a) e valores distribuídos entre os períodos seco e chuvoso (b).

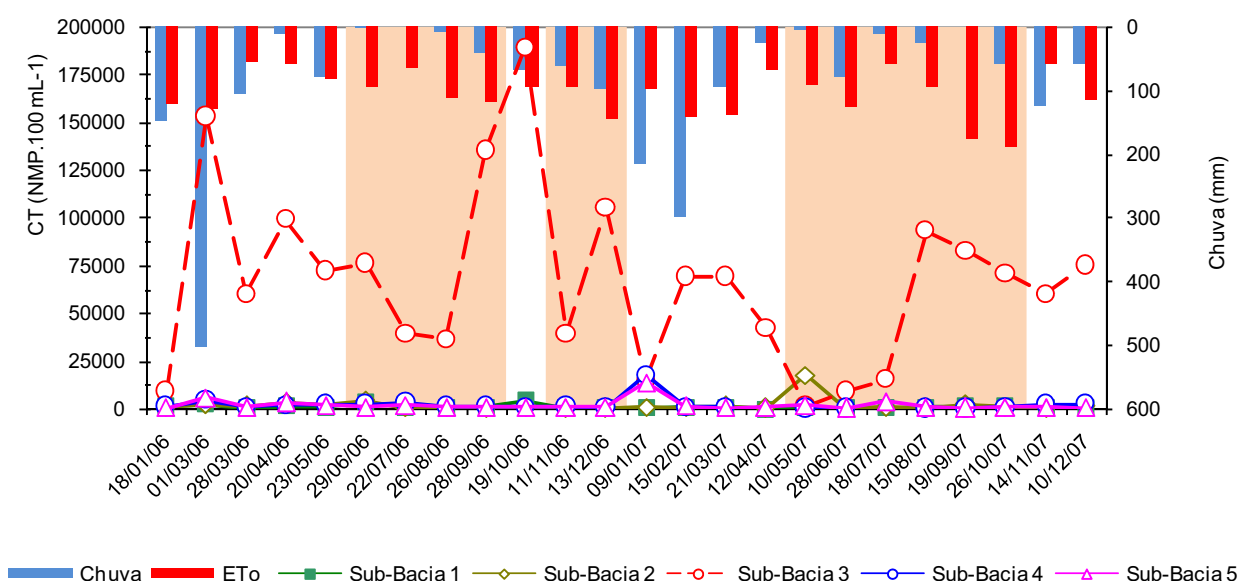


Figura 72. Variabilidade temporal dos valores de coliformes totais observados e totais de chuva e evapotranspiração de referência acumulada entre os períodos de avaliação.

De acordo com os resultados da Tabela 37 e Figura 71a, durante o período chuvoso os valores médios de coliformes totais foram de 1.003, 1.120, 68.975, 2.958 e 2.134 NMP 100⁻¹mL⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Os maiores valores foram obtidos na sub-bacia 3, sendo significativamente superior aos valores observados nas demais sub-bacias. Com relação a este parâmetro, foram verificados valores inadequados nas sub-bacias 3, 4 e 5, em 90,9, 8,3 e 16,7% das amostras, respectivamente.

No período seco os valores médios observados foram de 760, 2.295, 58.489, 1.018 e 1.030 NMP 100⁻¹mL⁻¹, respectivamente, para as sub-bacias 1, 2, 3, 4 e 5. Neste período os maiores valores também foram encontrados na sub-bacia 3, sendo significativamente superior aos valores encontrados nas demais sub-bacias. Entre as demais sub-bacias não foram verificadas diferenças significativas. Os valores considerados altos foram obtidos nas sub-bacias 2 e 3, em 8,3 e 91,7% das amostras, respectivamente.

De um período para o outro, para a mesma sub-bacia, não foram verificadas diferenças significativas. No entanto, pela Figura 71a e 71b verifica-se que, com exceção da sub-bacia 2, para todas as sub-bacias avaliadas os maiores valores tenderam a ocorrer no período chuvoso (verificar a mediana superior no período chuvoso para a sub-bacia 3 na Figura 71b).

Assim como para os coliformes fecais, verifica-se o evidente impacto da contribuição pontual do esgoto lançado a montante do ponto de captação da sub-bacia 3 para os altos valores de coliformes totais, sabendo-se que o efluente lançado apresenta grande carga de microorganismos como já visto anteriormente.

No entanto, a contribuição difusa também pode ser evidenciada pela tendência de aumento dos valores durante o período chuvoso para a maioria das sub-bacias avaliadas. Como pode ser verificado na Figura 73, as principais origens difusas dos coliformes totais são das áreas cultivadas por culturas perenes (CP), matas degradadas (MD) e as moradias rurais (MR).

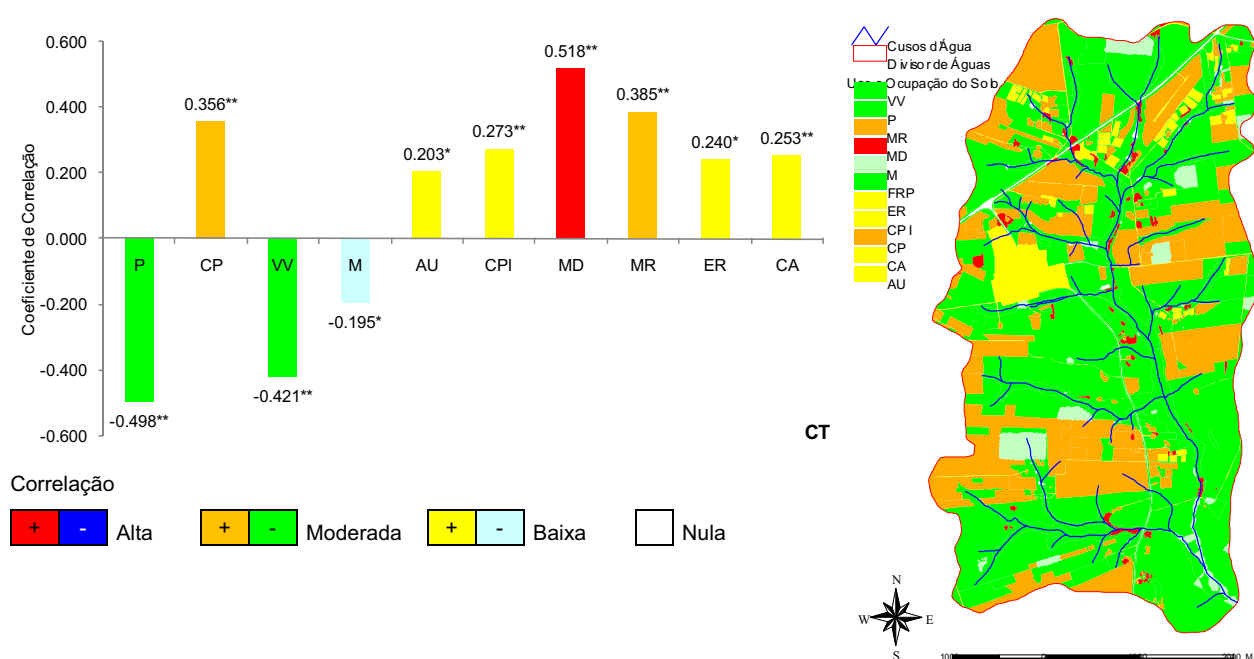


Figura 73. Análise de correlação dos coliformes totais com o uso e ocupação dos solos da microbacia.

Neste caso, além dos fatores que originam os coliformes totais serem os mesmos já descritos para coliformes fecais, neste atributo biológico ainda está contabilizada as bactérias que vivem no solo e na água de ambientes poluídos e não poluídos, o que poderia explicar o aumento da intensidade da correlação para quase todas ocupações que apresentaram correlação com os coliformes fecais.

4.4. Uso dos Recursos Hídricos

4.4.1. Áreas Irrigadas

A microbacia do córrego Três Barras possui uma área total irrigada de 22,1 ha (1,26% da área total), exclusivamente com a cultura da videira. No entanto, considerando a área atualmente agricultada da microbacia este valor sobe para a 1,5%. Ainda assim, estes valores são bem inferiores quando comparado com a área irrigada atual do Brasil de 6% da área agricultável (AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS, 2006, 36p.). Da área total irrigada, os métodos empregados foram: 51,4% por microaspersão, 43,5% por aspersão sub-copa e 5,1% manualmente por mangueira.

Entre as sub-bacias analisadas manteve-se praticamente a mesma proporção em relação a área irrigada pelos diferentes métodos de irrigação empregados, como pode ser observado na Figura 74a. Com relação à uniformidade da aplicação de água (Figura 74b), os valores coeficientes de uniformidade de distribuição (CU) obtidos para os sistemas de irrigação por microaspersão invertida foram significativamente superiores aos valores de coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) encontrados para os sistemas de aspersão sub-copa. A média para os sistemas de microaspersão foi de $91,2\% \pm 0,7$ contra $50,3\% \pm 1,7$ para os sistemas de aspersão sub-copa.

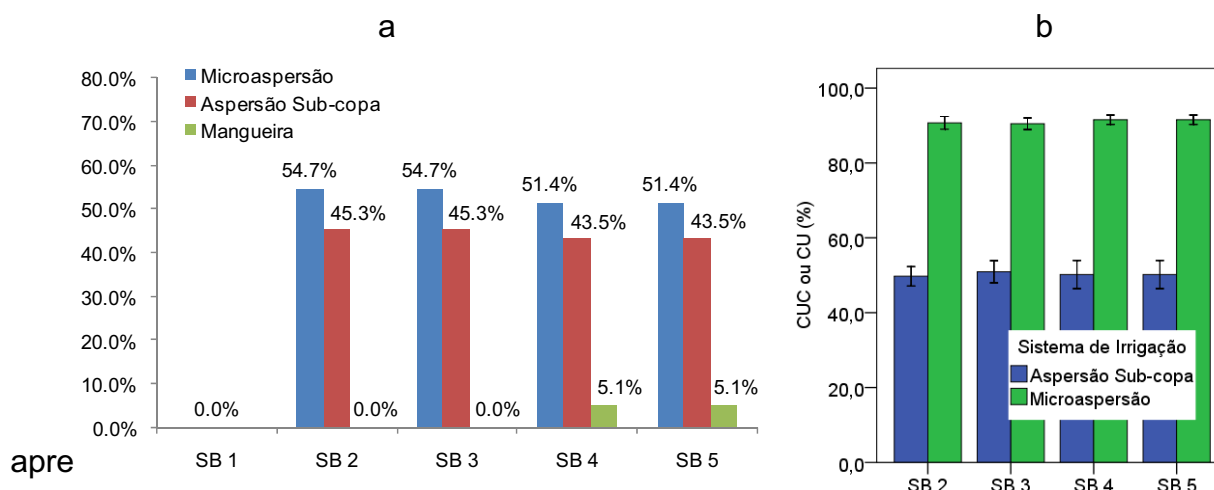


Figura 74. Distribuição percentual da área irrigada por diferentes métodos nas sub-bacias avaliadas (a) e do coeficiente de uniformidade de distribuição (CU) e de Christiansen (CUC) obtidos para os sistemas de microaspersão invertida e aspersão sub-copa (b).

Como pode ser observado tanto os valores de CU para os sistemas de irrigação localizada como os valores de CUC para os sistemas de aspersão se apresentaram

inadequados de acordo com a literatura (AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS - ASAE, 1996, p.792-797, FRIZZONE et al, 2007, p. 414-425).

Estes resultados demonstram que, embora nenhum dos métodos empregados apresentem uniformidade de irrigação ideal, o melhor método de irrigação em relação as condições de operação e desempenho, foi o sistema de irrigação por microaspersão invertida por apresentar valores mais próximos do limite mínimo proposto pela ASAE (1996), de 94%. Este melhor desempenho provavelmente se deve a esse sistema ser melhor adaptado as condições do tipo de condução da cultura da videira.

Nas avaliações práticas dos sistemas, verificou-se que a condução das videiras do tipo latada (com presença de mourões no interior da área) desfavorece a uniformidade de distribuição de água no sistemas de aspersão, sendo obstáculos físicos aos jatos dos emissores (Figura 75).



Figura 75. Detalhe de videira sendo irrigada por sistema de aspersão sub-copa.

Além disso, também foi verificado uma grande variação nos espaçamentos adotados e nas pressões de serviço para o mesmo tipo de emissor, o que pode ter contribuído para as baixas uniformidades encontradas para estes tipos de sistemas. Isto significa que os sistemas de irrigação por aspersão, neste caso, estão sendo mais ineficientes com relação ao consumo de água, pois de acordo com Mantovani et al (2006,

p.165), quanto maior a uniformidade, menor será a lâmina necessária para se atingir a mesma produtividade.

4.4.2. Demanda de Água

A estimativa da vazão total consumida para a irrigação das parreiras, determinada por sub-bacia, bem como as vazões medidas no manancial e as vazões de $Q_{7,10}$ e da máxima vazão outorgável ($50\%Q_{7,10}$) para o mesmo intervalo de avaliação, estão apresentadas nas Figuras 76, 77, 78, 79 e 80.

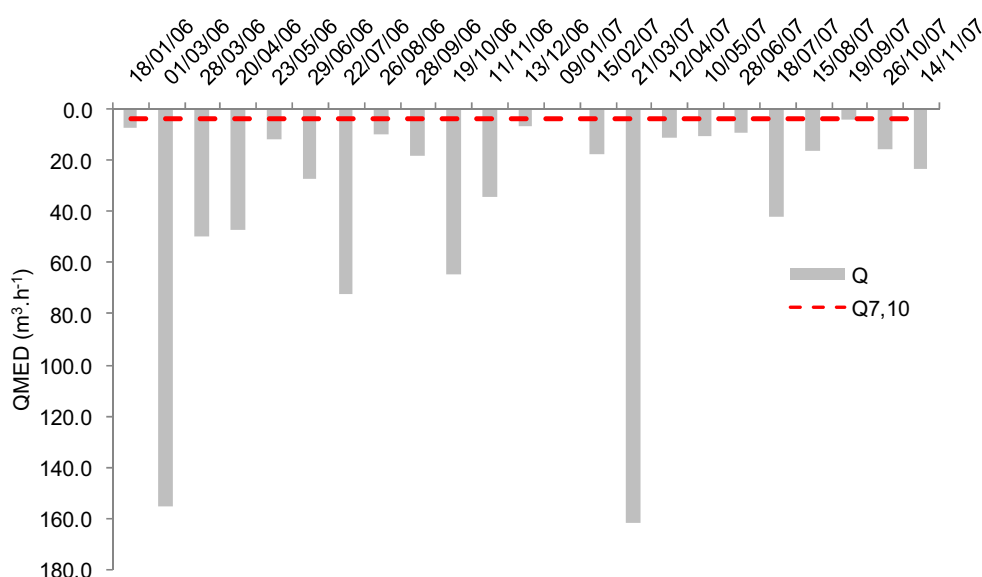


Figura 76. Vazões observadas e $Q_{7,10}$ para a sub-bacia do ponto 1.

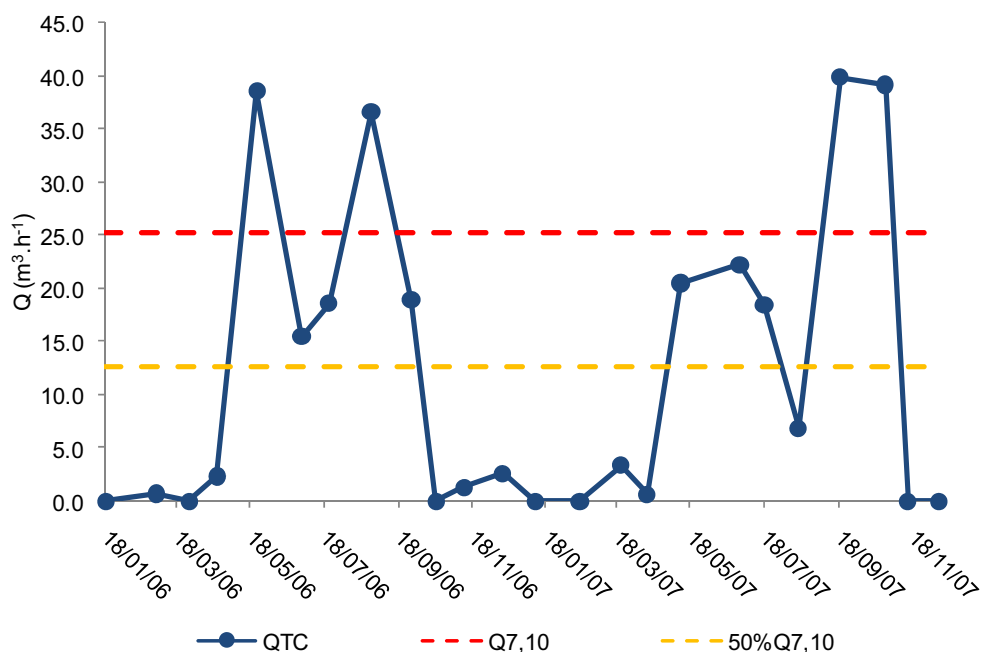


Figura 77. Vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ para a sub-bacia 2.

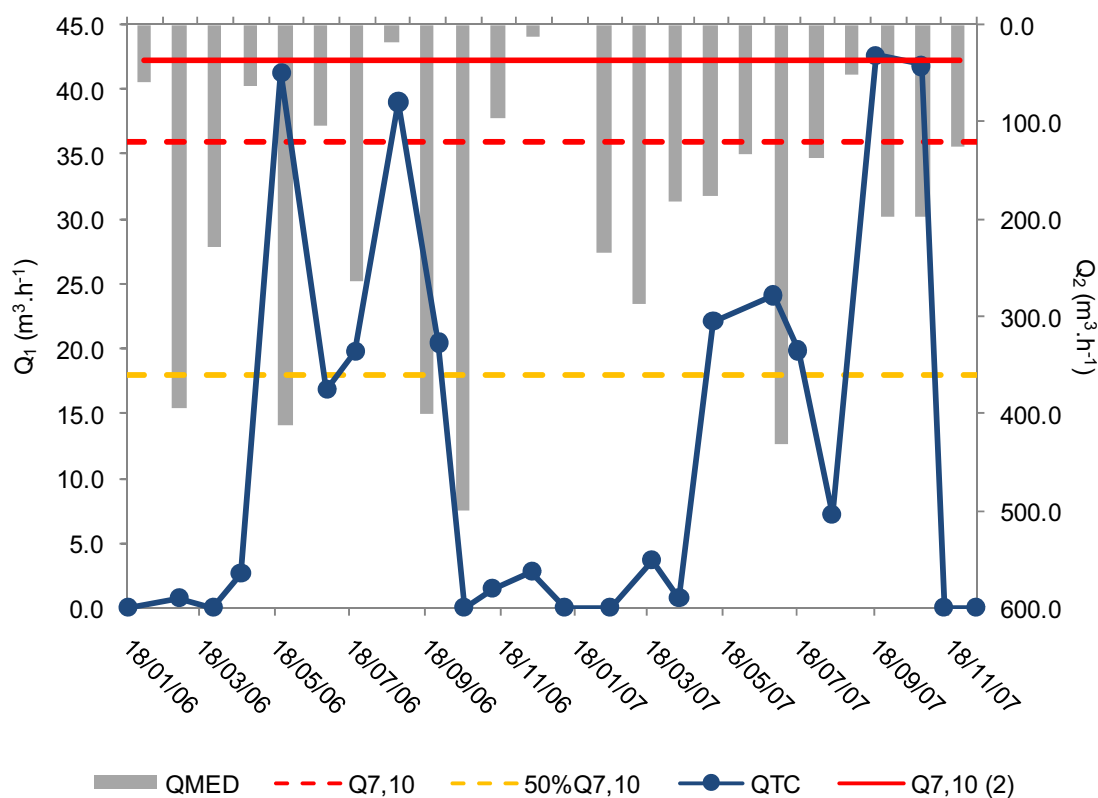


Figura 78. Vazão medida no manancial (Q_{MED}), vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ (em relação ao eixo Q_1) e $Q_{7,10} (2)$ (em relação ao eixo Q_2) para a sub-bacia 3.

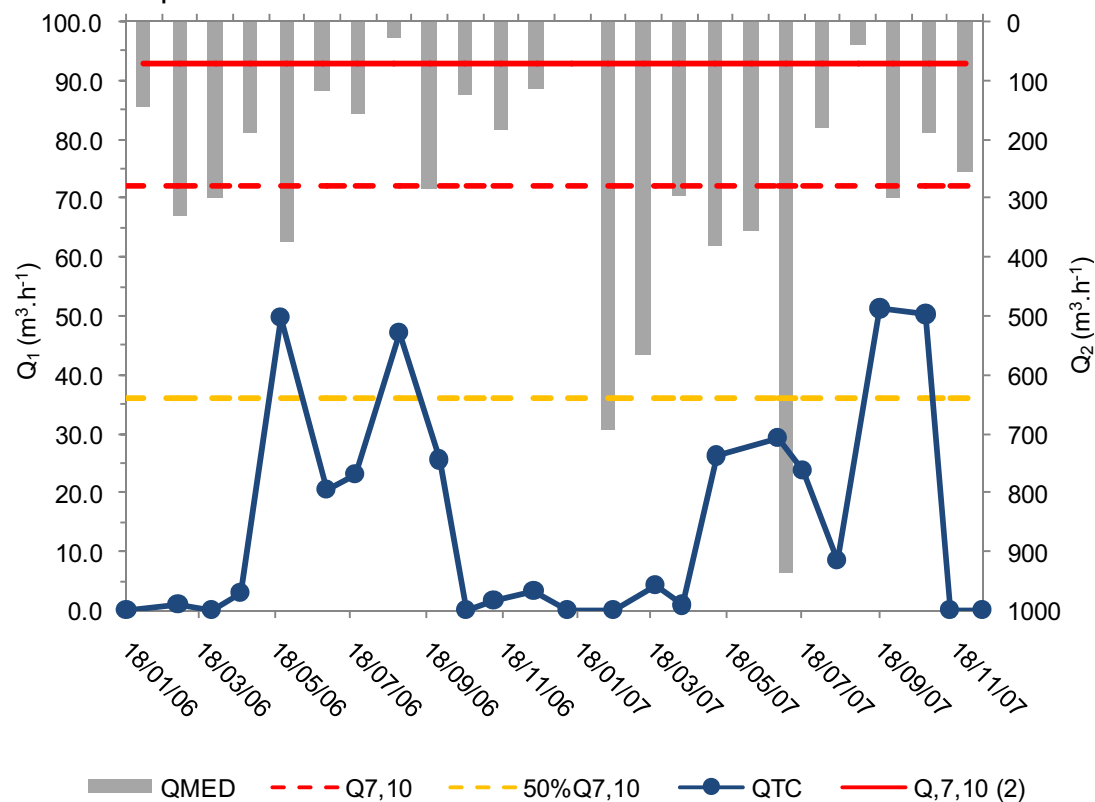


Figura 79. Vazão medida no manancial (Q_{MED}), vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ (em relação ao eixo Q_1) e $Q_{7,10} (2)$ (em relação ao eixo Q_2) para a sub-bacia 4.

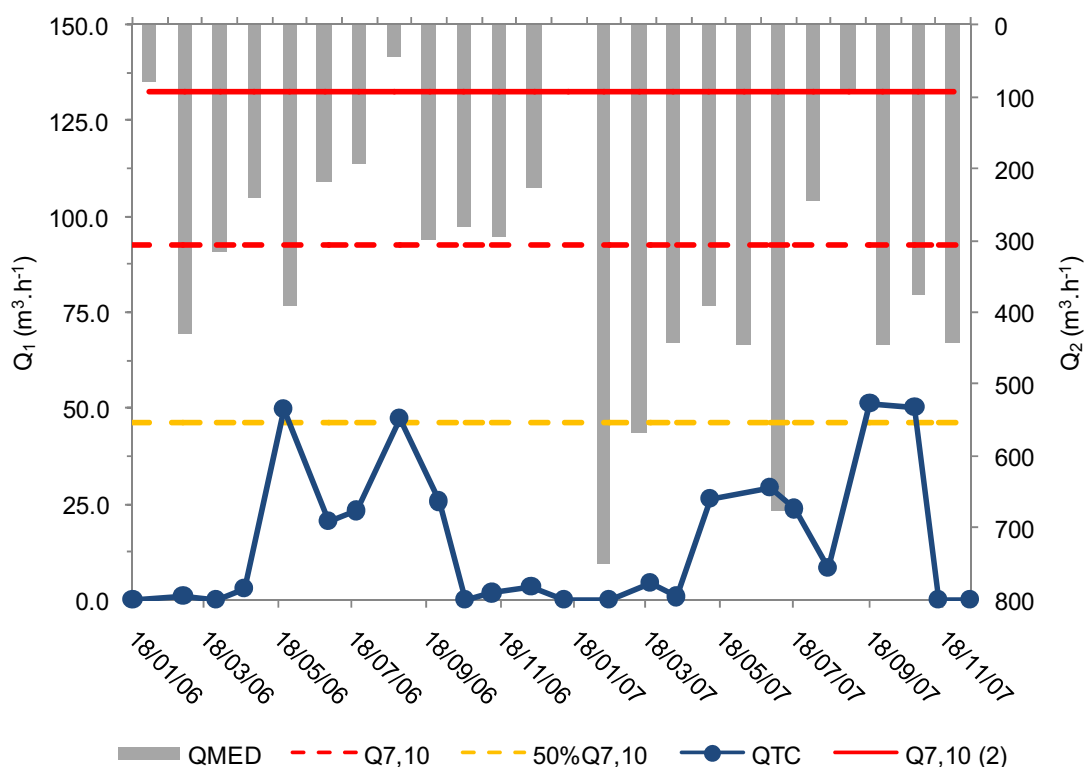


Figura 80. Vazão medida no manancial (Q_{MED}), vazão total consumida (Q_{TC}) e vazões $Q_{7,10}$ e $50\%Q_{7,10}$ (em relação ao eixo Q_1) e $Q_{7,10} (2)$ (em relação ao eixo Q_2) para a sub-bacia 5.

Como pode ser observada nas Figuras 77, 78, 79 e 80, em todas as sub-bacias avaliadas os valores estimados de vazão total consumida (Q_{TC}), de acordo com a quantidade de parreiras a serem irrigadas, superaram a vazão máxima outorgável ($50\%Q_{7,10}$). A sub-bacia 2 foi a mais crítica, apresentando 41,7% das vazões totais consumidas, no período avaliado, superiores a vazão máxima outorgável. As sub-bacias 3, 4 e 5 apresentaram 37,5, 16,7 e 16,7% das vazões totais consumidas superiores a vazão mínima de referência.

Este total de demanda estimada provavelmente já está causando impactos na disponibilidade de água como pode ser observado pelas vazões medidas no manancial (Figuras 77, 78, 79 e 80 nas barras inversas). Nas sub-bacias 3, 4 e 5 as vazões medidas no manancial foram inferiores à vazão máxima outorgável em 8,7, 4,3 e 4,3%, respectivamente, durante todo o período avaliado. Estes resultados já consideram que a microbacia apresenta problemas críticos de disponibilidade hídrica de acordo com o Artigo 14 da Lei 9.034 (27/12/1994) do Plano Estadual dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

Estes resultados foram bem mais críticos do que os obtidos por Pruski et al (2007, p.199-210), que avaliando a demanda de água para diferentes usos na Bacia Hidrográfica

do Paracatu, concluiu que na situação mais extrema, correspondente à estação localizada no ribeirão Entre Ribeiros, a vazão de retirada pela irrigação no mês de maior demanda representou 85,1% da $Q_{7,10}$ observada e 69,4% da $Q_{7,10}$ natural.

No caso da microbacia do córrego Três Barras, os impactos provavelmente estão relacionados ao excesso de área irrigada e a concentração dos sistemas de irrigação nas sub-bacias próximas às nascentes do manancial. Somente na sub-bacia 2 (Figuras 81 e 82), que corresponde a 26,2% da área total e 25,9% da disponibilidade da $Q_{7,10}$ da microbacia, concentra-se 60,5% dos sistemas de irrigação, 72,9% da área total irrigada e 76,9% de toda a necessidade hídrica para a irrigação das parreiras.

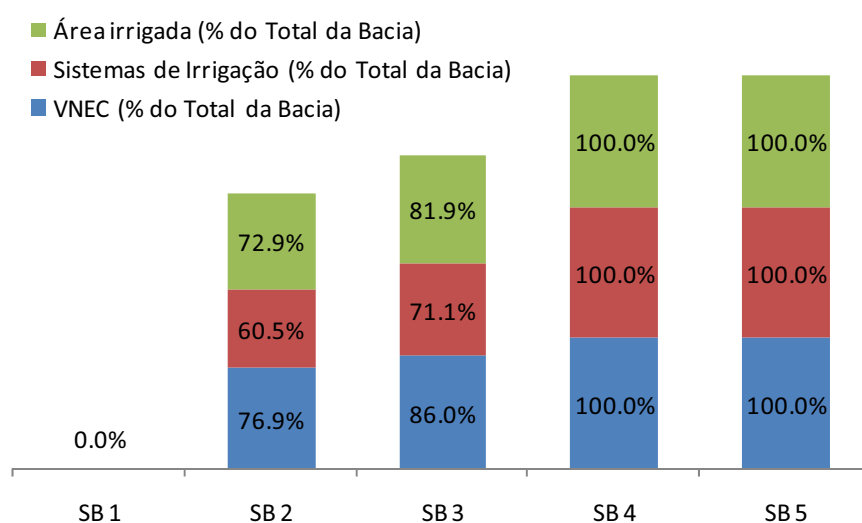


Figura 81. Volume de água necessário para a irrigação, sistemas de irrigação e área irrigada, em porcentagem, por sub-bacia avaliada.

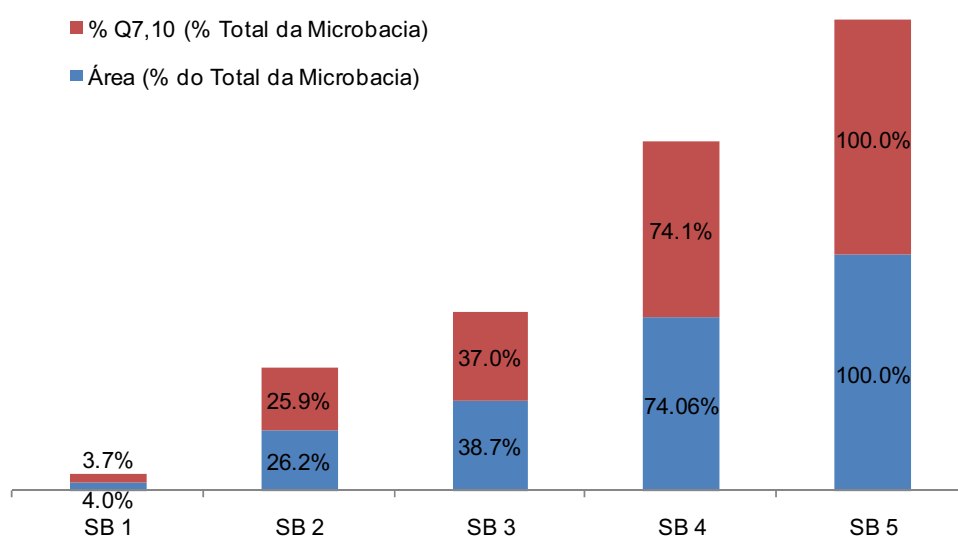


Figura 82. Vazão $Q_{7,10}$ e área de drenagem, em porcentagem do total, por sub-bacia do ponto monitorado.

Outro fator agravante é que o funcionamento dos sistemas se concentra durante o período diurno, em aproximadamente 10 horas como relatado pela maioria dos irrigantes, que aliado ao não planejamento intercalado das irrigações, poderá ocasionar um risco de falta de água.

Quando se compara estes dados com aqueles apresentados na Figura 76, que corresponde as vazões observadas no manancial e a $Q_{7,10}$ da sub-bacia 1, onde não há retirada de água para a irrigação, verifica-se que em nenhuma das vazões medidas foram observados valores inferiores aos da $Q_{7,10}$. Pelos resultados obtidos para a sub-bacia 1 reforçam-se as inferências de que a irrigação está provocando um impacto significativo sobre a disponibilidade de água nas demais sub-bacias, especialmente nas sub-bacias de cabeceira.

Na microbacia do córrego Três Barras, durante o período mais crítico de demanda de água (19/07/2007), a vazão total consumida para a irrigação chegou a 12,4% da vazão média plurianual (que é de $414 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). Durante o mesmo período o consumo variou de 13,5 a 16,7% da vazão medida no manancial com uma probabilidade de 95% de confiança ($345,0 \pm 36,8 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$). De acordo com a ONU, quando a utilização dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica representa de 10 a 20% das descargas médias, a atividade de gerenciamento já se torna indispensável, exigindo a realização de investimentos médios (PAGANINI, et al, 2006, p.125-134).

4.4.3. Uso em Reservatórios

Os resultados da disponibilidade de água estimada em reservatórios e o equivalente em porcentagem do total da microbacia, por sub-bacia avaliada, estão apresentados na Figura 83.

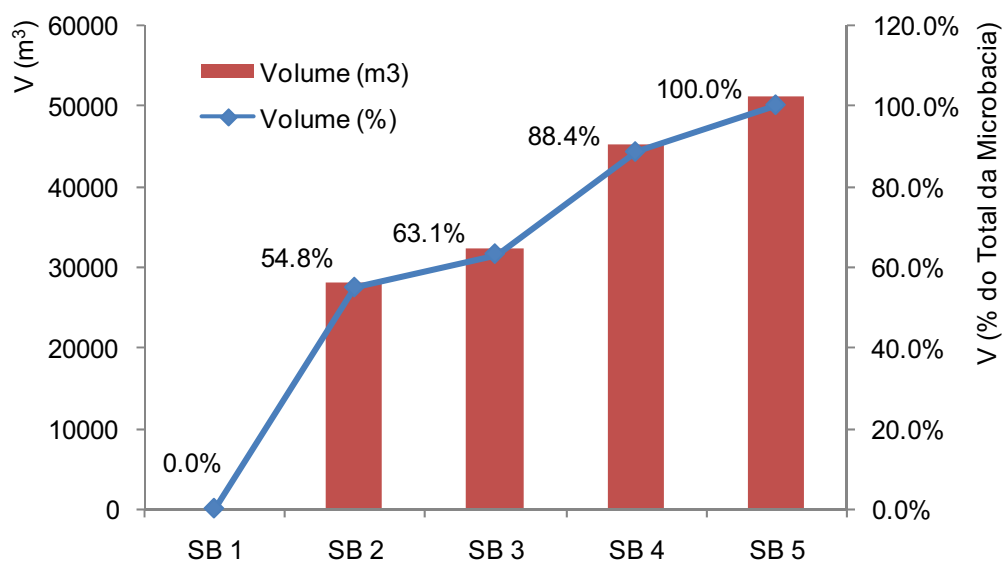


Figura 83. Distribuição do volume de reservatórios de água nas sub-bacias e percentual em relação ao total da microbacia

De acordo com os resultados o volume total de reservatórios é de 27.926, 32.142, 45.037 e 50.951 m³, respectivamente, para as sub-bacias 2, 3, 4 e 5. Na sub-bacia 1 não foram encontrados reservatórios de água. Estes valores representam 54,8, 63,1, 88,4 e 100,0%, respectivamente, do total de reservatórios da microbacia. Como da sub-bacia 4 para a 5 não houve aumento de área irrigada, pode-se inferir que a diferença do volume de reservatório entre as sub-bacias 5 e 4 (que seria de 5.924 m³) provavelmente não são utilizada para a irrigação.

No entanto, considerando que todo o volume de reservatório disponível fosse somente para uso na irrigação e que 50% da $Q_{7,10}$ é a vazão remanescente que deve ser mantida no manancial, após a concessão de todas as outorgas, para cada sub-bacia e durante o período avaliado, os resultados evidenciaram que o volume de reservatório atualmente disponível foi suficiente para suprir a demanda em todas as sub-bacias (Figura 84).

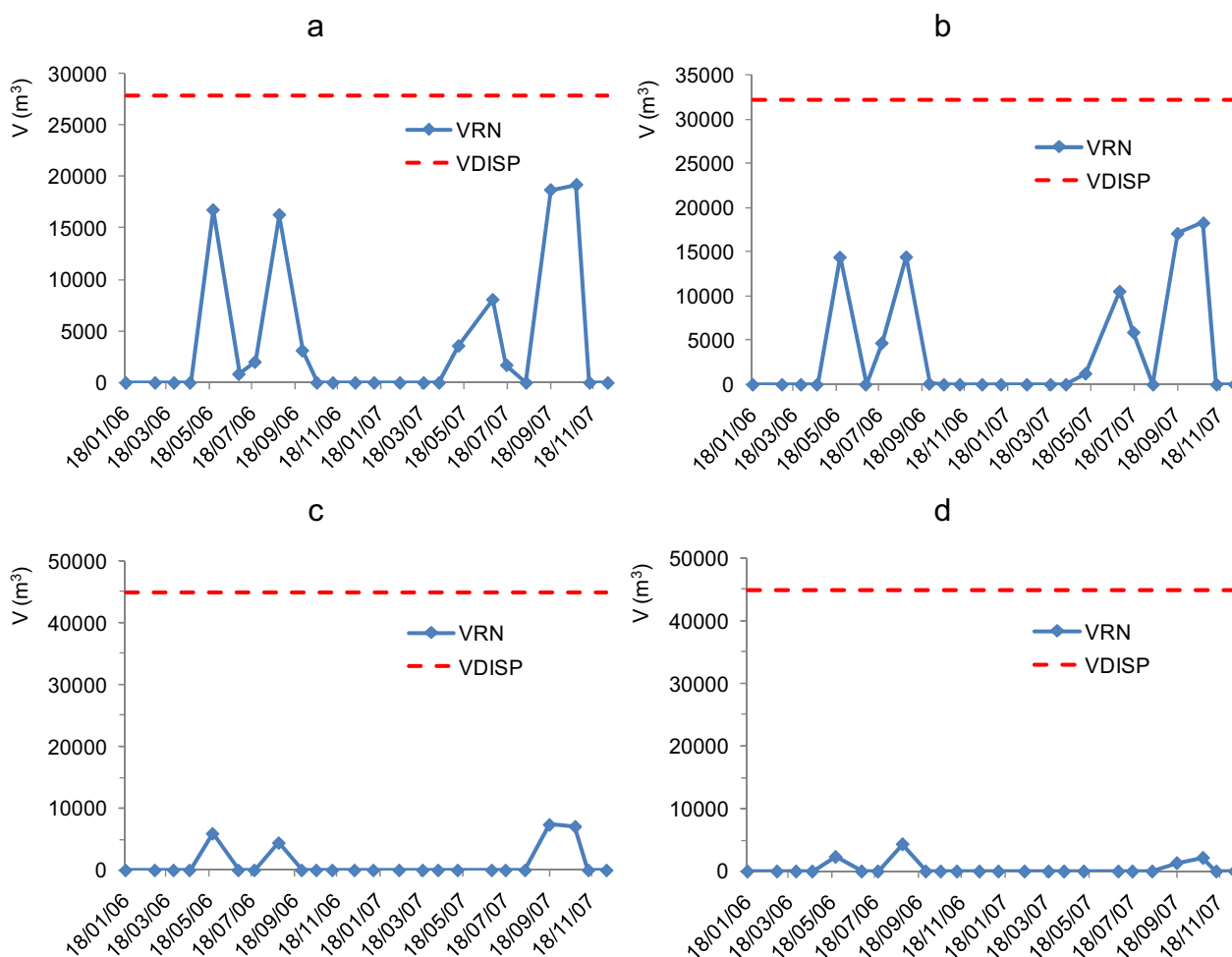


Figura 84. Variação do volume não suprido pela vazão mínima de referência (VRN) e volume atualmente disponível de reservatório (VDISP).

Como pode ser observado na sub-bacia 2 o volume não atendido pela vazão máxima outorgável foi o que mais se aproximou do volume atualmente disponível de reservatório, sendo suficiente para suprir os períodos em que vazão total consumida excedeu a vazão mínima de referência. O período mais crítico para esta sub-bacia foi em 14/11/2007, e se a demanda continuasse na mesma magnitude, o reservatório provavelmente se esgotaria com mais 11 dias.

Estes resultados evidenciam a importância dos reservatórios de água da microbacia do córrego Três Barras para a irrigação, pois esta atividade atualmente seria insustentável sem o uso deste recurso.

4.5. Propostas de Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos

Qualquer proposta de planejamento integrado dos recursos hídricos diante dos resultados obtidos na microbacia do Córrego Três Barras, visando manter sustentavelmente as atuais áreas irrigadas e/ou expandir novas áreas, deve levar em consideração os dois problemas principais: disponibilidade e qualidade da água para a irrigação. Sendo assim, as propostas foram divididas em propostas para o aumento da disponibilidade hídrica e propostas para a melhoria da qualidade da água, embora a maioria das propostas são comuns para os dois problemas.

4.5.1. Disponibilidade de Água para a Irrigação

A disponibilidade de água do córrego Três Barras é crítica em alguns períodos do ano. Sendo assim, as propostas para aumentar a disponibilidade hídrica são: (1) elaboração de metodologia para o estabelecimento de critério ambientalmente racional para determinar a vazão máxima que pode ser retirada do manancial para a irrigação; (2) recomposição da cobertura vegetal das áreas de preservação permanente; (3) retificação do leito original do córrego; (4) conservação do solo; (5) programas de manejo da irrigação; e (6) criação de banco de dados relacional para auxiliar o planejamento por meio de SIG's.

4.5.1.1. Critério para a Implantação de Perímetros Irrigados

O critério para determinar a retirada máxima de água de um manancial deve partir do princípio de que a quantidade de vazão a ser derivada não deverá ocasionar nenhum impacto ambiental, seja na disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, seja na fauna ou na flora de uma determinada bacia hidrográfica.

Por isso, o critério para a estimativa da vazão máxima a ser utilizada pelos os sistemas de irrigação baseou-se na vazão mínima de referência de acordo com o Artigo 14 da Lei 9.034 (27/12/1994) do Plano Estadual dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, onde, ambientalmente, considera-se que o consumo de até 50% da vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$) de uma bacia ou sub-bacia, não será crítico para a condição de disponibilidade de água do manancial.

Sendo assim, no planejamento racional do uso dos recursos hídricos para a irrigação e considerando que a vazão necessária somente por um sistema de irrigação ou por um grande projeto de vários sistemas de irrigação em uma determinada bacia ou sub-bacia hidrográfica é definida como Q_{NEC} (vazão necessária), parte-se inicialmente do princípio da seguinte hipótese:

$$Q_{NEC} \leq 50\% \cdot Q_{7,10} \dots\dots(32)$$

Com isso, toda vazão necessária para um ou mais sistemas de irrigação que captam água em uma bacia hidrográfica ou em parte dela (sub-bacia), para que a condição de disponibilidade de água não se torne crítica, não poderá ser superior a vazão máxima outorgável (50% da $Q_{7,10}$).

4.5.1.1.1. Vazão Necessária para Sistemas de Aspersão

A vazão necessária (Q_{NEC}) por um sistema de irrigação por aspersão pode ser determinada de maneira simples pela seguinte expressão:

$$Q_{NEC} = \frac{V}{t} = \frac{Vd_{NEC}}{TDI} \dots\dots(33)$$

sendo:

Q_{NEC} - vazão necessária para um sistema de irrigação por aspersão ($m^3 h^{-1}$);

Vd_{NEC} - volume diário necessário por um sistema de irrigação por aspersão ($m^3 d^{-1}$);

TDI - tempo diário disponível ou utilizado para a irrigação ($h d^{-1}$);

Sendo o volume diário necessário uma variável que depende da demanda de água pela evapotranspiração da cultura, do tamanho da área a ser irrigada e da eficiência do sistema empregado, o mesmo pode ser determinado pela seguinte expressão:

$$Vd_{NEC} = \frac{10 \cdot Aa \cdot ETc}{Ef} \dots\dots(34)$$

sendo:

Vd_{NEC} - volume diário necessário ($m^3 d^{-1}$);

Aa - área irrigada por um sistema de aspersão (ha);

ETc - evapotranspiração da cultura ($mm d^{-1}$);

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação).

Para a determinação da vazão necessária (Q_{NEC}) em uma escala horária ($m^3 h^{-1}$), convencionou-se adotar a demanda de água em função da evapotranspiração de referência de projeto (HERNANDEZ et al, 2000, 191p.), que pode ser determinada pela seguinte expressão:

$$ET_{pr} = (z \cdot \sigma) + ET_{o_{MÉDIA}} \dots\dots(35)$$

sendo:

ET_{pr} - evapotranspiração de referência de projeto ($mm d^{-1}$);

z - valor do índice para a probabilidade de 75% de ocorrência (= 1,15);

σ - desvio padrão da distribuição;

$ET_{o_{MÉDIA}}$ - evapotranspiração de referência anual média ($mm d^{-1}$).

No entanto, para uma melhor aproximação dos trabalhos de planejamento do uso dos recursos hídricos, substituiu-se o termo evapotranspiração de referência anual média pela evapotranspiração de referência média mensal (para cada mês do ano), sendo a expressão “35” reescrita por:

$$ET_{i_{pr}} = (z \cdot \sigma_i) + ET_{o_{i_{MÉDIA}}} \dots\dots(36)$$

sendo:

$ET_{i_{pr}}$ - evapotranspiração de referência de projeto mensal no mês “i” ($mm d^{-1}$);

z - valor do índice para a probabilidade de 75% de ocorrência (= 1,15);

σ_i - desvio padrão da distribuição no mês “i”;

$ET_{oIMÉDIA}$ - evapotranspiração de referência mensal média no mês “i” (mm d^{-1}).

Os valores de evapotranspiração de referência de projeto encontrados para a microbacia do córrego Três Barras, calculados para o período de 1998 a 2007, bem como os respectivos desvios padrão de cada mês estão apresentados na Figura 85.

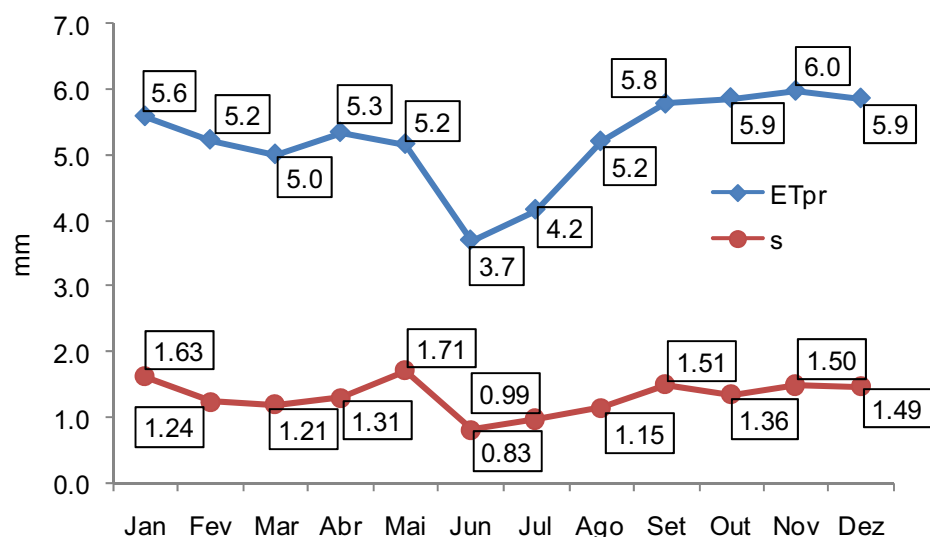


Figura 85. Evapotranspiração mensal de projeto (ET_{pr}) e desvio padrão (s) para cada mês.

Sendo assim, o volume diário necessário para cada mês para suprir a demanda de água de determinada cultura por aspersão, pode ser determinado por:

$$Vd_{NEC} = \frac{10 \cdot Aa \cdot ET_{pr} \cdot kc}{Ef} \dots\dots(37)$$

sendo:

Vd_{NEC} - volume diário necessário ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

A - área irrigada (ha);

ET_{pr} - evapotranspiração de referência de projeto mensal média (mm d^{-1});

kc - coeficiente da cultura máximo;

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação).

Realizando-se o quociente do volume diário necessário pelo tempo disponível ou utilizado para a irrigação, a expressão “37” pode ser reescrita para:

$$Qa_{NEC} = \frac{10 \cdot Aa \cdot ET_{pr} \cdot kc}{Ef \cdot TDI} \dots\dots(38)$$

sendo:

Qa_{NEC} - vazão necessária para um sistema de irrigação por aspersão ($m^3 h^{-1}$);

Aa - área irrigada por aspersão (ha);

ET_{pr} - evapotranspiração de projeto mensal média ($mm d^{-1}$);

kc - coeficiente da cultura máximo;

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação).

TDI - tempo diário disponível ou utilizado para a irrigação ($h d^{-1}$);

Sendo assim, de acordo com a expressão “38”, a vazão necessária em determinado mês para um sistema de irrigação por aspersão é função da área irrigada (Aa), da demanda de água no mês (ET_{pr}), da cultura irrigada (kc), da eficiência de aplicação do sistema (Ef) e do tempo utilizado para a irrigação (TDI).

4.5.1.1.2. Vazão Necessária para Sistemas de Irrigação Localizada

Para os sistemas de irrigação localizada, os critérios de demanda hídrica são os mesmos adotados para os sistemas de irrigação por aspersão. No entanto, pelo fato da água não ser aplicada na área total, deve-se usar o coeficiente de cobertura (kr). Com isso, a expressão “5” deve ser substituída por:

$$V_{pr} = \frac{ET_{pr} \cdot kc \cdot kr \cdot Ep \cdot El}{Ef} \dots\dots(39)$$

sendo:

V_{pr} - volume médio mensal de projeto ($L planta^{-1} d^{-1}$)

ET_{pr} - evapotranspiração de referência de projeto mensal média ($mm d^{-1}$);

kc - coeficiente da cultura máximo;

kr - coeficiente de cobertura;

Ep - espaçamento entre plantas (m);

El - espaçamento entre linhas (m);

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação).

Sendo assim, pode-se obter o volume diário necessário em cada mês pelo produto do número total de plantas a serem irrigadas com o volume médio mensal de projeto, resultando na seguinte expressão:

$$Vd_{NEC} = \frac{10 \cdot NP \cdot ET_{pr} \cdot kc \cdot kr \cdot E_p \cdot E_l}{Ef} \dots\dots(40)$$

sendo:

Vd_{NEC} - volume diário necessário em determinado mês ($m^3 d^{-1}$);

NP - número total de plantas a serem irrigadas (unidades);

ET_{pr} - evapotranspiração de referência de projeto mensal média ($mm d^{-1}$);

kc - coeficiente da cultura máximo (adimensional);

kr - coeficiente de cobertura (adimensional);

E_p - espaçamento entre plantas (m);

E_l - espaçamento entre linhas (m);

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação).

Sabendo-se que o espaçamento da cultura é representado pelo produto do espaçamento entre plantas com o espaçamento entre linhas e que o número de plantas é determinado pelo quociente entre área a ser irrigada e o espaçamento da cultura, então a equação “9” pode ser simplificada para:

$$Vd_{NEC} = \frac{10 \cdot Al \cdot ET_{pr} \cdot kc \cdot kr}{Ef} \dots\dots(41)$$

sendo:

Vd_{NEC} - volume diário necessário em determinado mês ($m^3 d^{-1}$);

Al - área irrigada por sistema de irrigação localizada (ha)

ET_{pr} - evapotranspiração de referência de projeto mensal média ($mm d^{-1}$);

kc - coeficiente da cultura máximo (adimensional);

kr - coeficiente de cobertura (adimensional);

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação).

Realizando-se o quociente do volume diário necessário pelo tempo disponível ou utilizado para a irrigação, a expressão “41” pode ser reescrita para:

$$QI_{NEC} = \frac{10 \cdot AI \cdot ET_{pr} \cdot kc \cdot kr}{Ef \cdot TDI} \dots\dots(42)$$

sendo:

QI_{NEC} - vazão necessária para um sistema de irrigação localizada em determinado mês ($m^3 h^{-1}$);

AI - área irrigada por sistema de irrigação localizada (ha);

ET_{pr} - evapotranspiração de referência de projeto mensal média ($mm d^{-1}$);

kc - coeficiente da cultura máximo (adimensional);

kr - coeficiente de cobertura (adimensional);

Ef - eficiência do sistema (condução e aplicação);

TDI - tempo diário disponível ou utilizado para a irrigação ($h d^{-1}$);

Com isso, para os sistemas de irrigação localizada a vazão necessária varia em função dos mesmos fatores já apresentados para os sistemas de aspersão, além do coeficiente de cobertura (kr).

4.5.1.1.3. Vazão Máxima para a Irrigação na Bacia Hidrográfica

Dentro de uma bacia hidrográfica ou em parte dela (sub-bacia), deve-se levar em consideração que a área total a ser irrigada poderá ser implementada por um ou mais métodos de irrigação, utilizando o mesmo sistema de bombeamento (os sistemas captando água seqüencialmente, isto é, um sistema funcionando por vez) ou mais de um sistemas de bombeamentos diferentes (os sistemas captando água simultaneamente). Sendo assim, a vazão necessária para uma bacia hidrográfica ou parte dela pode ser determinada por:

$$Qb_{NEC} = \sum_{z=1}^n \left[\frac{Qa_{NECi} + Ql_{NECk}}{NMD} \right]_z \dots\dots(43)$$

sendo:

Qb_{NEC} - vazão necessária na bacia ou na sub-bacia em determinado mês ($m^3 h^{-1}$);

Qa_{NECi} - vazão necessária para os sistemas por aspersão “i” que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “z” em determinado mês ($m^3 h^{-1}$);

Ql_{NECk} - vazão necessária para os sistemas de irrigação localizada “k” que utilizam o mesmo sistema de bombeamento “z” em determinado mês ($m^3 h^{-1}$);

NMD - número de métodos de irrigação que utilizam o sistema de bombeamento “z”.

Sabendo-se que a vazão máxima outorgável é representada por 50% da $Q_{7,10}$, a decisão para a implantação de projetos de irrigação deverá seguir a seguinte relação:

$$Q_{NEC} \leq 50\% \cdot Q_{7,10} \dots\dots(32)$$

Sendo assim, a vazão necessária para um ou mais projetos de sistemas de irrigação não poderá superar a vazão de 50% da $Q_{7,10}$ na bacia ou sub-bacia nas quais os mesmos captam água.

4.5.1.1.4. Simulação para a Microbacia do Córrego Três Barras

Na Figura 86 estão apresentadas as vazões necessárias estimadas de acordo com a área atualmente irrigada nas sub-bacias 2, 3, 4 e 5 da microbacia do córrego Três Barras, durante o ano. Como pode ser observado pela Figura 86, de acordo com a área atual irrigada, a demanda de água seria crítica para todas as sub-bacias, porque os valores de vazão necessária ultrapassaram a vazão máxima outorgável (50% da $Q_{7,10}$). De acordo com os resultados as vazões necessárias seriam superiores à vazão máxima outorgável em 100,0%, para as sub-bacias 2 e 3, 91,7% para a sub-bacia 4 e 83,3% para a sub-bacia 5.

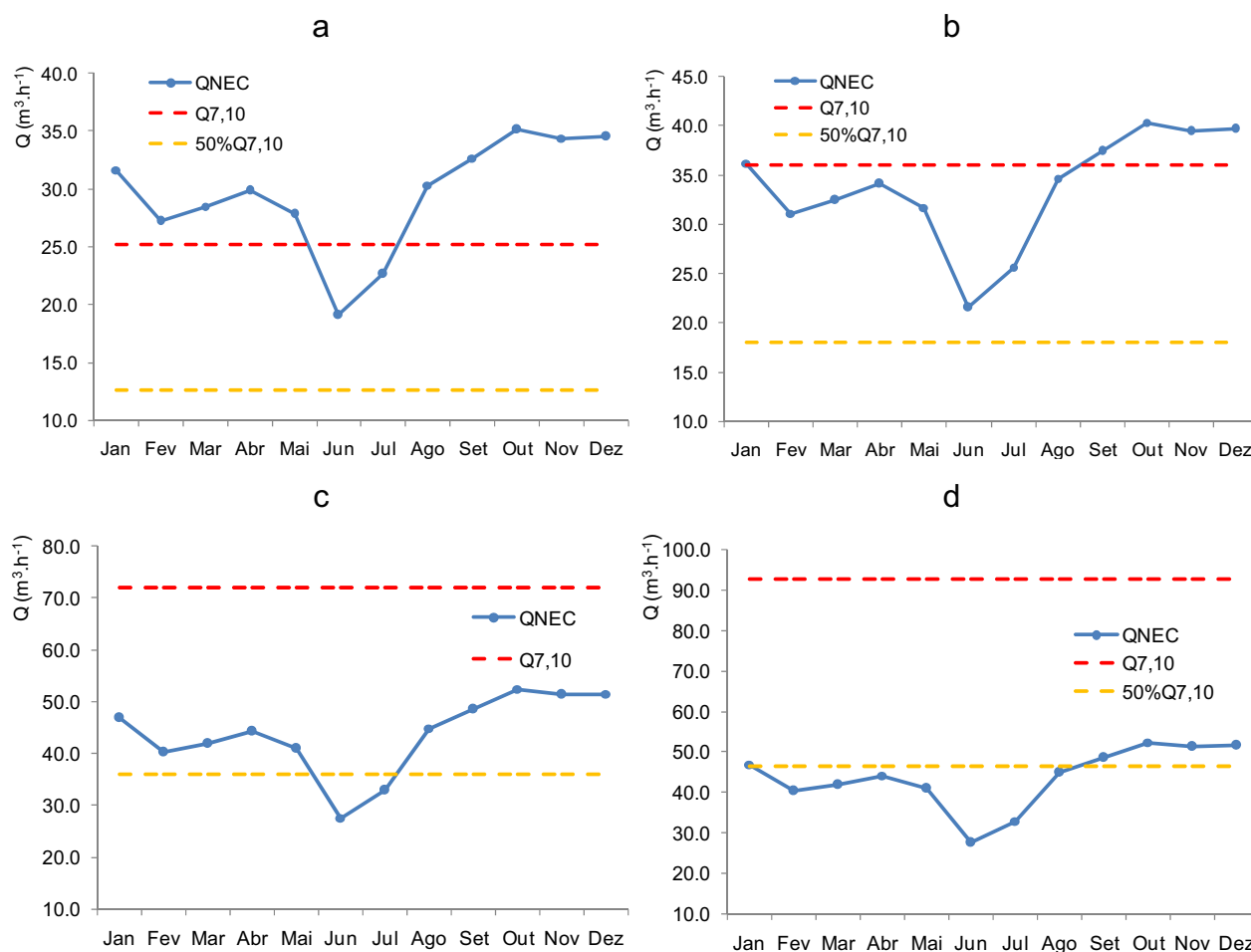


Figura 86. Vazões necessárias para a irrigação simuladas nas sub-bacias 2 (a), 3 (b), 4 (c) e 5 (d).

Estes resultados estão de acordo com os resultados apresentados anteriormente, onde verificou-se que a vazão do manancial já é considerada crítica. Se este fosse um projeto ainda a ser implantado, haveria a necessidade de diminuir a área irrigada a ser implantada na microbacia ou construir reservatórios para atender as demandas.

Comparando com as vazões totais consumidas (*item 4.4.2, página 154*), verificou-se que, por este método, as vazões necessárias estimadas foram superiores as vazões totais consumidas em 88,9% do período avaliado. Isto quer dizer que, neste caso, o método subestimou somente 11,1% das vazões demandadas no período de estudo, sendo suficiente de acordo com os critérios da evapotranspiração de projeto (HERNANDEZ et al, 2000, 191p.) que deve atender a expectativa de pelo menos 75% da demanda.

4.5.1.2. Recomposição da Cobertura Vegetal das Áreas de Preservação Permanente

De acordo com os resultados obtidos verificou-se a correlação significativa entre a área ocupada por matas e a qualidade e disponibilidade hídrica do córrego Três Barras. Este resultado evidencia a sua importância, a longo prazo, no planejamento integrado dos recursos hídricos, como pode ser observado nas regressões lineares apresentadas na Tabela 38.

Tabela 38. Análise de regressão linear de alguns atributos hídricos com a área de matas.

Equação de Regressão	r
$Q_{esp} = 15,740 \pm 6,336 + (343,999 \pm 110,953) M$	0,311**
$ST = 187,679 \pm 9,577 + (663,300 \pm 180,414) M$	-0,324**
$CE = 0,287 \pm 0,014 - (1,149 \pm 0,268) M$	-0,374**
$DT = 142,393 \pm 3,854 - (415,186 \pm 72,000) M$	-0,470**
$OD = 5,425 \pm 0,592 + (26,376 \pm 11,022) M$	0,217*

OBS: Q_{esp} (vazão específica, $m^3 h^{-1} km^{-2}$), ST (sólidos totais, $mg L^{-1}$), CE (condutividade elétrica, $dS m^{-1}$), OD (oxigênio dissolvido, $mg L^{-1}$), DT (dureza total, $mg L^{-1}$) e M (área de matas, % da área de drenagem).

**Significativo a 1%; *Significativo a 5%.

Da área de preservação permanente - APP da microbacia, com um total de 251,12 ha, somente 4,4% (10,99 ha) está ocupada por matas remanescentes em bom estado de conservação. Se todo o restante da APP fosse reflorestado (área de 240,13 ha) e em comparação com os resultados da Tabela 39, a longo prazo, poderia haver uma melhoria significativa na disponibilidade e na qualidade da água atual (Tabela 39).

Tabela 39. Análise exploratória da vazão específica e alguns atributos de qualidade de água.

Parâmetro	Resultado	SB 1	SB 2	SB 3	SB 4	SB 5
Q_{esp} ($m^3 h^{-1} km^{-2}$)	Méd.±EPM	51,51±12,76	-	34,00±6,20	21,62±3,35	19,31±2,07
ST ($mg L^{-1}$)	Méd.±EPM	115,6±7,3	143,3±6,6	207,0±19,9	170,6±9,9	157,9±4,1
CE ($dS m^{-1}$)	Méd.±EPM	0,175±0,017	0,200±0,007	0,352±0,026	0,264±0,012	0,211±0,012
DT ($mg L^{-1} CaCO_3$)	Méd.±EPM	96,7±4,4	122,0±4,9	142,9±4,8	134,4±5,1	124,6±5,1
OD ($mg L^{-1}$)	Méd.±EPM	8,0±1,0	3,9±0,7	5,3±0,6	7,1±0,7	8,1±0,9

OBS: Q_{esp} (vazão específica), ST (sólidos totais), CE (condutividade elétrica), OD (oxigênio dissolvido), DT (dureza total).

Com o reflorestamento da APP (área que corresponde a faixa de 30 metros a partir do nível sazonal mais alto do leito dos mananciais e 50 metros a partir das nascentes) da microbacia a vazão específica poderia aumentar, com 1% de probabilidade, da amplitude

de 17,2 a 21,4 $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{km}^{-2}$ para uma amplitude de 40,9 a 83,6 $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{km}^{-2}$, o que representaria uma variação aproximada de, pelo menos 2 a 5 vezes a mais na disponibilidade de água. Com este aumento, para cada hectare reflorestado ter-se-ia uma expectativa de aumento de 0,0812 a 0,2765 $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{km}^{-2}$ (ou seja, de 1,71 a 5,81 $\text{m}^3 \text{d}^{-1} \text{ha}^{-1}$) na disponibilidade hídrica. Considerando uma evapotranspiração de referência de projeto anual média calculada da microbacia (de 4,7 mm d^{-1}) e as áreas de videiras irrigadas por microaspersão ($k_c=0,4$, $k_r=0,8$ e $E_f=90\%$), resultando em necessidade média diária de 16,6 $\text{m}^3 \text{d}^{-1} \text{ha}^{-1}$, então a expectativa é que para cada hectare de videira irrigada seriam necessários o reflorestamento de 2,9 a 9,7 ha de matas nativas.

Estes resultados provavelmente se devem a capacidade da vegetação de manter a água armazenada na microbacia (LIMA; ZAKIA, 2000, p.33-44), pela maior capacidade de infiltração, o que permite inferir que a maior contribuição seja para o aumento das vazões mínimas, já que diversos autores por meio de estudos em bacias experimentais verificaram aumento da vazão média com a retirada da floresta ou vegetação natural (TUCCI, 2003, p.113-124)

Para a qualidade de água as variações nos atributos analisados ao nível de 1% de probabilidade, em relação à média da microbacia (sub-bacia 5), seria de 26,7 a 45,9% a menos de sólidos totais (comparando com o limite inferior da média de 153,8 mg L^{-1}), de 23,1 a 45,1% a menos de condutividade elétrica (comparando com o limite inferior da média de 0,199 dS m^{-1}), de 22,8 a 32,7% a menos na dureza total (comparando com o limite inferior da média de 119,5 mg L^{-1}) e de até 23,3% a mais de oxigênio dissolvido (comparando com o limite superior da média de 9,0 mg L^{-1}).

Assim, de acordo com o exposto, as matas são um fator indispensável, a longo prazo, no aumento da disponibilidade hídrica e na qualidade da água, sendo então o reflorestamento uma peça fundamental no planejamento integrado dos recursos hídricos para a irrigação.

4.5.1.3. Retificação do Leito do Manancial

A retificação do leito do manancial, que corresponde a reconstrução da calha natural do córrego, terá a finalidade de drenar a água da zona saturada ao longo dos locais assoreados. Com a drenagem das margens assoreadas será possível realizar o

reflorestamento da APP sem reduzir ainda mais a área agricultável, como pode ser verificado na Figura 87.

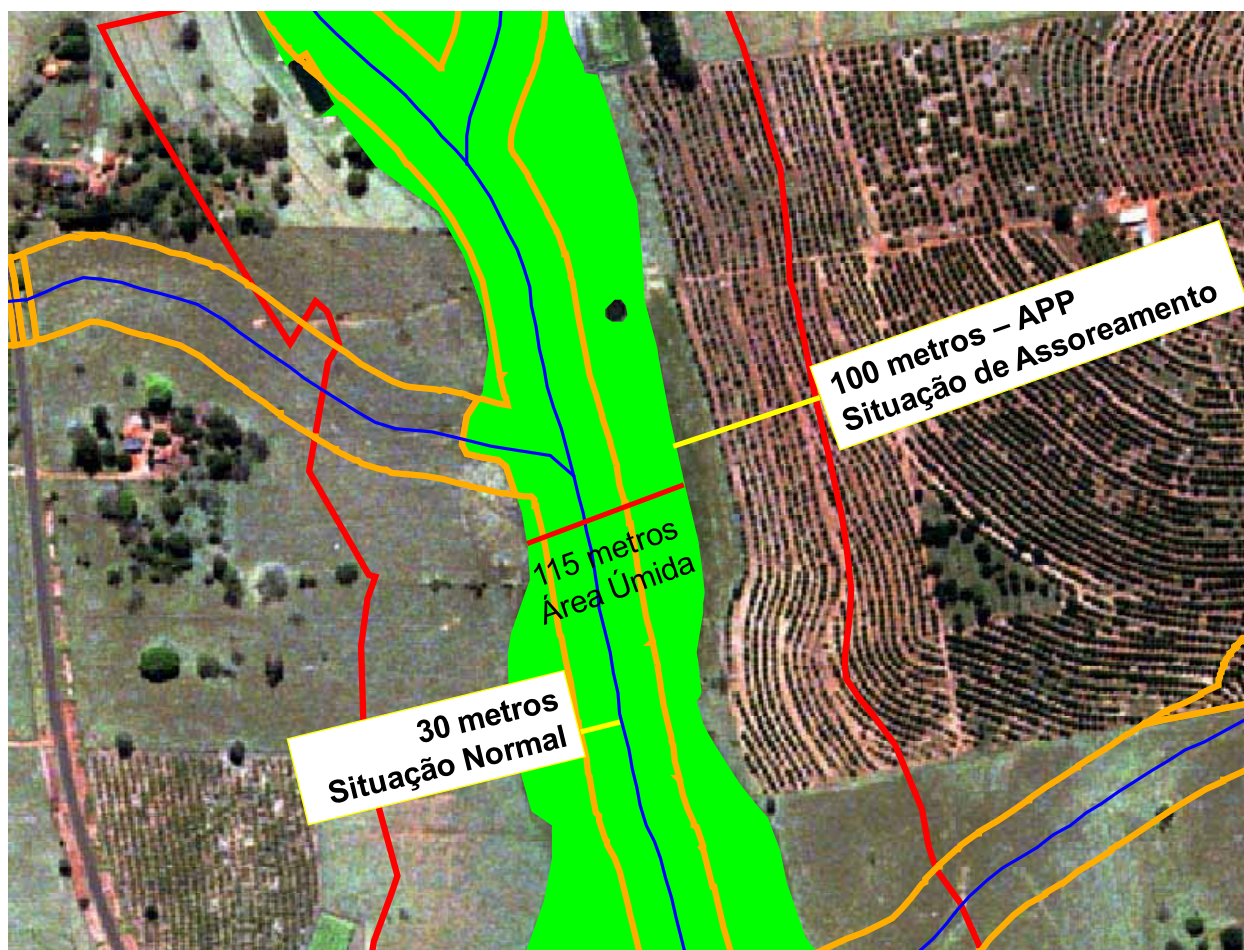


Figura 87. Detalhe do leito original do córrego Três Barras (linha azul), área úmida em situação de assoreamento (área verde), limite da APP na situação atual (linha vermelha) e limite da APP na situação original (linha laranja).

Com a recomposição do leito original a perda de área agricultável será de 1 ha a cada 330 metros lineares de APP, devido a faixa normal de 30 metros para cursos d'água com menos de 10 metros (que é o caso do leito original do córrego Três Barras).

Na situação atual de assoreamento, em alguns trechos do córrego como na Figura 88, a área úmida chega a mais de 100 metros de largura. De acordo com a legislação, neste caso, a faixa de área de APP deve ser de 100 metros o que corresponderia a uma perda de área agricultável de 1 ha a cada 100 metros lineares de APP e mais a área úmida (zona saturada).

Sendo assim, a proposta de retificação poderá ser viável pois possibilitaria a recomposição vegetal das APP's pela drenagem das margens assoreadas e a conscientização mais fácil por parte dos agricultores, que terão uma menor redução de

área agricultável pela APP. Além disso, possibilitaria uma oportunidade de pesquisa sobre os principais impactos possíveis, sejam positivos e/ou negativos, sobre os recursos hídricos (disponibilidade e qualidade de água) e sobre os microorganismos que dependem do meio aquático para a sua sobrevivência.

4.5.1.4. Conservação do Solo

A conservação do solo também é recomendada para o planejamento integrado dos recursos hídricos na microbacia do córrego Três Barras, sendo uma proposta auxiliar à retificação do leito original do manancial e ao reflorestamento das APP's.

Com a minimização dos processos erosivos ocorrerá a melhoria da disponibilidade e qualidade da água. Como verificado anteriormente, a água proveniente do escoamento superficial é uma fonte potencial de poluentes de origem difusa em solos sob adubação orgânica e química, sendo que mesmo em áreas cultivadas sob a técnica de semeadura direta deve ser realizado a implantação de estruturas mecânicas para sua contenção (BERTOL et al, 2007, p.781-792).

Apesar de neste contexto o Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas (FONTES, 2006, p. 200-214) ser de extrema importância, é necessário reforçar a importância da conservação do solo para a sustentabilidade dos recursos naturais e para a água de irrigação.

Na Figura 88 estão apresentados os mapas de espaçamentos verticais e horizontais entre terraços calculadas para a microbacia, de acordo com a metodologia proposta por Companhia de Desenvolvimento Agrícola de São Paulo - CODASP (1994, 57p.).

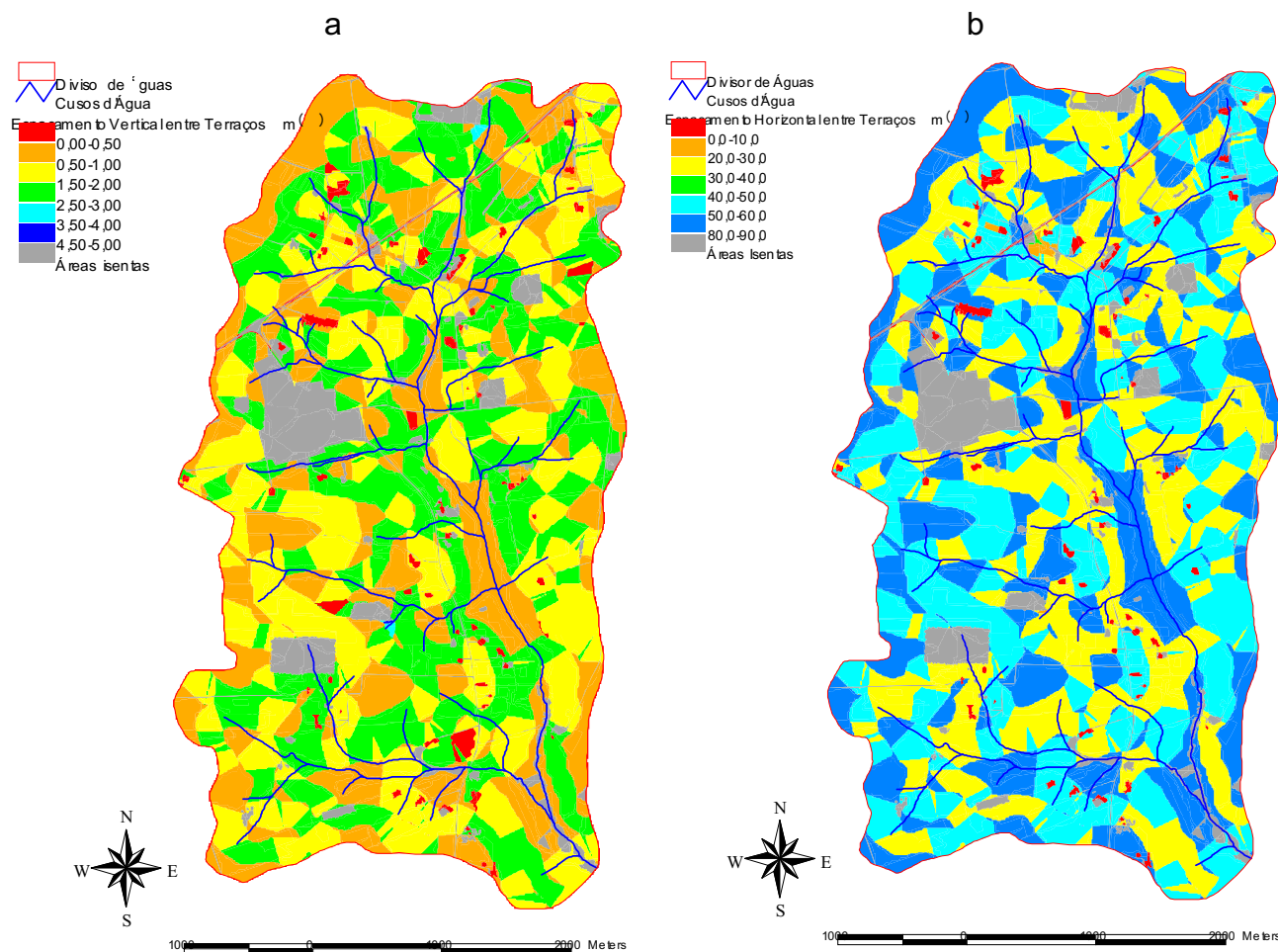


Figura 88. Mapas de espaçamento vertical (a) e espaçamento horizontal (b) entre terraços.

4.5.1.5. Programas de Manejo da Irrigação

A implantação de programas de manejo da irrigação é essencial para que o irrigante utilize de maneira racional a água na irrigação. Neste trabalho foi constituída e entregue a cada irrigante, após o levantamento das áreas irrigadas, um documento denominado “MANUAL DE MANEJO DA IRRIGAÇÃO DOS SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO DA MICROBACIA DO CÓRREGO TRÊS BARRAS, MARINÓPOLIS - SP”.

Neste manual, além de apresentada as atuais condições de disponibilidade e qualidade da água do manancial para que os usuários conhecessem as reais condições do córrego Três Barras, foram fornecidas tabelas com orientações de manejo da irrigação (tempo de irrigação e turno de rega) personalizadas para cada um dos sistemas de irrigação (calculadas a partir dos dados de cada sistemas de irrigação levantados), bem

como as características e situação operacional do sistema (dados da qualidade da irrigação).

Nestas tabelas, continham a indicação do tempo de irrigação e do turno de rega para cada mês e para cada sistema de irrigação de cada irrigante, determinado a partir da evapotranspiração média. O procedimento teve boa aceitação por parte dos irrigantes, já que de maneira bem simples foram apresentados os procedimentos mínimos para o uso racional da água. Também existe a necessidade de realizar o escalonamento da utilização da água do córrego para a irrigação, de maneira que a vazão utilizada pelos irrigantes de uma mesma sub-bacia, nunca ultrapasse a vazão máxima outorgável.

Além disso, os sistemas de irrigação, especialmente os de aspersão sub-copa, apresentaram-se inadequados com relação a uniformidade de distribuição de água, afetando diretamente a eficiência da irrigação. Sendo assim, torna-se necessária a adequação dos sistemas de aspersão para sua utilização nas parreiras que utilizam o sistema de condução latada, ou a sua substituição pelos sistemas de microaspersão ou gotejamento.

4.5.1.6. Banco de Dados Relacional da Microbacia

O banco de dados relacional é uma ferramenta fundamental no planejamento, pois permite que o gerente de recursos hídricos visualize de maneira integrada os potenciais problemas existentes na bacia hidrográfica e, com isso, elabore propostas de planejamento.

De acordo com Mendes e Cirilo (2001, p.44) para que o planejamento e a administração dos recursos hídricos possam ser exercidos de forma racional e dinâmica, torna-se imperiosa a existência de informações sistematizadas e, sobretudo, de sistemas que articulem essas informações, de modo a processá-las para gerar subsídios às intervenções porventura necessárias e sua adequada operação, bem como a previsão e controle dos processos naturais ou induzidos pela ação do homem nas bacias hidrográficas.

Com isso, para este trabalho já foi realizada a construção do banco de dados da microbacia do córrego Três Barras em SIG's, que auxiliará na gestão e no planejamento integrado dos recursos hídricos para a irrigação. No entanto, o banco de dados relacional deve ser sempre atualizado com as informações necessárias ao planejamento, sendo

necessário o monitoramento: da dinâmica de uso e ocupação dos solos, da disponibilidade e qualidade da água para a irrigação e do consumo de água pelos sistemas de irrigação.

4.5.2. Qualidade da Água para a Irrigação

A qualidade da água para a irrigação, na microbacia apresenta-se inadequada em alguns atributos físicos, químicos e biológicos. As propostas para a melhorar a qualidade da água, além daquelas já apresentadas para aumentar a disponibilidade de água, é a criação de classificação padronizada para a qualidade da água de irrigação com o objetivo de indicar sistemas de filtragem e/ou tratamento ou a não utilização da água para a irrigação.

4.5.2.1. Classificação da Qualidade da Água para Irrigação

A padronização da classificação da qualidade da água para irrigação proposta para o planejamento integrado dos recursos hídricos considerou que a qualidade da água na irrigação pode acarretar quatro problemas distintos:

- A. Risco de dano físico aos sistemas de irrigação;
- B. Risco de salinização do solo;
- D. Risco de contaminação dos alimentos;
- E. Risco de toxidez às plantas;

Como ainda não existe nenhuma classificação completa sobre a qualidade de água de irrigação, que abranja todos os parâmetros que podem ocasionar algum tipo de problema na utilização dessa tecnologia, procurou-se integrar as classificações existentes na literatura, para se estabelecer padrões de qualidade de água para a irrigação, o que não impede o aperfeiçoamento da classificação a partir de novas pesquisas sobre o assunto.

4.5.2.1.1. Risco de Dano Físico aos Sistemas de Irrigação

O risco de dano aos sistemas de irrigação se refere ao potencial que a concentração de algum atributo físico, químico e/ou biológico da água tem em ocasionar a obstrução de qualquer um dos componentes dos sistemas de irrigação. Sendo assim, para este problema utilizou-se a classificação proposta por Nakayama e Bucks (1986, p.142) integrada com a classificação proposta por Ayers e Westcot (1991, p.14), apresentada na Tabela 40.

Tabela 40. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de dano a sistemas de irrigação localizada.

Parâmetro	Unidade	Potencial de Dano		
		Baixo	Médio	Alto
Físico				
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹	< 50	50 - 100	> 100
Químico				
pH		< 7,0	7,0 - 8,0	> 8,0
Sólidos Dissolvidos	mg L ⁻¹	< 500	500 - 2.000	> 2.000
Manganês	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Ferro Total	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Sulfito de Hidrogênio	mg L ⁻¹	< 0,5	0,5 - 2,0	> 2,0
Cálcio	mg L ⁻¹	0 - 400 ¹	-	> 400
Magnésio	mg L ⁻¹	0 - 60 ²	-	> 60
Biológico				
População de Bactérias ³	cln mL ⁻¹	<10.000	10.000 - 50.000	>50.000

¹0 -1.000 mg L⁻¹ de CaCO₃; ²Corresponde a 0- 250 mg L⁻¹ de CaCO₃.

4.5.2.1.2. Risco de Salinização do Solo

O risco de salinização do solo se refere ao potencial que a concentração de um atributo químico da água utilizada para a irrigação, tem em provocar a salinização do solo. Para este problema utilizou-se a classificação proposta por Ayers e Westcot (1991, p.14) e que está apresentada na Tabela 41.

Tabela 41. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de salinização e redução da infiltração de água no solo.

Problemas				Classificação		
				Baixo	Moderado	Alto
Salinidade						
Condutividade Elétrica (CE)			dS m ⁻¹	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Sólidos Dissolvidos			mg L ⁻¹	< 450	450 - 2.000	> 2.000
Infiltração						
RAS	0 - 3	CE	dS m ⁻¹	> 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
	3 - 6			> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
	6 - 12			> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
	12 - 20			> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
	20 - 40			> 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9

4.5.2.1.3. Risco de Contaminação de Alimentos

O risco de contaminação dos alimentos se refere ao potencial de que a concentração de um atributo químico e/ou biológico tem em contaminar frutas e hortaliças. Para este problema utilizou-se a classificação proposta pela resolução CONAMA nº 357/2005 e que está apresentada nas Tabelas 42 e 43.

Tabela 42. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de contaminação dos alimentos por microorganismos patogênicos.

Classificação das Águas	Coliformes Totais ¹	Coliformes Fecais ¹
Classe 1	Ausente	Ausente
Classe 2	5.000 100 ⁻¹ mL ⁻¹	1.000 100 ⁻¹ mL ⁻¹

Tabela 43. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de contaminação dos alimentos por elementos químicos.

Parâmetro	Limite Máximo (mg L ⁻¹)	Parâmetro	Limite Máximo (µg L ⁻¹)
Alumínio, Berílio, Manganês, Vanádio	0,1 mg L ⁻¹	Compostos organofosforados e carbamatos totais	10,0 µg L ⁻¹ em Paration
Amônia, Cobre, Urânio total	0,02 mg L ⁻¹	Epóxido de Heptacloro, Heptacloro, Toxafeno,	0,01 µg L ⁻¹
Arsênio, Cromo Hexavalente	0,05 mg L ⁻¹	Zinco	0,18 mg L ⁻¹
Bário, Nitrito	1,0 mg L ⁻¹	Clordano, Paration	0,04 µg L ⁻¹
Boro	0,75 mg L ⁻¹	DDT	0,002 µg L ⁻¹
Benzeno, Cianetos, Cloro, 1,2 dicloroetano, Pentaclorofenol, Selênio, Prata, Tetracloroetano, 2, 4, 6 triclorofenol, Aldrin	0,01 mg L ⁻¹	Dodecacloro + Nonacloro, Bifenilas Policloradas (PCB'S),	0,001 µg L ⁻¹
Benzo-a-pireno	0,00001 mg L ⁻¹	Endrin	0,004 µg L ⁻¹
Cádmio, Índice de Fenóis	0,001 mg L ⁻¹	Endossulfan	0,056 µg L ⁻¹
Chumbo, Tricloroetano	0,03 mg L ⁻¹	Demeton, Malation,	0,1 µg L ⁻¹
Cloretos, Sulfatos	250 mg L ⁻¹	Lindano (gama.BHC), Carbaril	0,02 µg L ⁻¹
Cobalto	0,2 mg L ⁻¹	Metoxicloro	0,03 µg L ⁻¹
Cromo Trivalente	0,5 mg L ⁻¹	Gution	0,005 µg L ⁻¹
1,1 dicloroetano	0,0003 mg L ⁻¹	2,4 - D	4,0 µg L ⁻¹
Estanho	2,0 mg L ⁻¹	2,4,5 - TP	10,0 µg L ⁻¹
Ferro solúvel	0,3 mg L ⁻¹	2,4,5 - T	2,0 µg L ⁻¹
Fluoretos	1,4 mg L ⁻¹	Sulfetos (como H ₂ S não dissociado)	0,002 mg L ⁻¹ S
Fosfato total, Níquel	0,025 mg L ⁻¹	Dieldrin	0,005 µg L ⁻¹
Lítio	2,5 mg L ⁻¹	Tetracloreto de carbono	0,003 mg L ⁻¹
Nitrato	10 mg L ⁻¹	Mercúrio	0,0002 mg L ⁻¹

4.5.2.1.4. Risco de Toxidez as Plantas

O risco de toxidez as plantas se refere ao potencial que a concentração de um atributo químico tem em causar afetar o desenvolvimento normal das plantas. Para este problema utilizou-se a classificação proposta por Ayers e Westcot (1991, p.14) e que está apresentada nas Tabelas 44 e 45.

Tabela 44. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de toxidez as plantas por elementos traços.

Parâmetro	Limite Máximo (mg L ⁻¹)	Parâmetro	Limite Máximo (mg L ⁻¹)
Al (Alumínio)	5,00	Mn (Manganês)	0,20
As (Arsênio)	0,10	Mo (Molibdênio)	0,01
Be (Berílio)	0,10	Ni (Níquel)	0,20
Cd (Cadmio)	0,01	Pd (Chumbo)	5,00
Co (Cobalto)	0,10	Se (Selênio)	-
Cr (Cromo)	0,10	Sn (Estanho)	-
Cu (Cobre)	0,20	Ti (Titânio)	-
F (Flúor)	1,00	W (Tungstênio)	-
Fe (Ferro)	5,00	V (Vanádio)	0,10
Li (Lítio)	2,50	Zn (Zinco)	2,00

Tabela 45. Classificação da qualidade da água para a irrigação de acordo com o potencial de toxidez iônica e de redução da resistência da planta.

Problemas	Unidade	Classificação		
		Baixo	Moderado	Alto
Toxidez Iônica Específica				
Sódio (Na)			SAR	
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
Cloro (Cl)				
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	< 3	> 3	-
Boron (B)	meq L ⁻¹	< 0.7	0.7 - 3.0	> 3.0
Afeta a Susceptibilidade da Cultura				
Nitrogênio (NO ₃ - N)	mg L ⁻¹	< 5	5 - 30	> 30

4.5.2.1.5. Critérios para a Classificação da Qualidade da Água para a Irrigação

A definição dos critérios para a utilização da água para a irrigação, de acordo com sua qualidade, pode resultar em três alternativas: (1) a água pode ser utilizada para a irrigação sem restrição; (2) a água pode ser utilizada para a irrigação com a adoção de sistemas de tratamento ou filtragem; e (3) a água não pode ser utilizada para a irrigação.

Para se chegar em um dos resultados para cada problema relacionado à qualidade da água para a irrigação (danos a sistemas de irrigação, salinização do solo, contaminação dos alimentos e toxidez as plantas), deverão ser realizadas amostragens de água e os resultados confrontados como se segue:

i. Risco de Dano a Sistemas de Irrigação:

- a) Se em menos de 25% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de médio a alto risco de dano a sistemas de irrigação, então o potencial de dano se a água for utilizada é baixo (B);
- b) Se de 25 a 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de médio a alto risco de dano a sistemas de irrigação, o potencial de dano se a água for utilizada é preocupante (P);
- c) Se acima de 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de médio a alto risco de dano a sistemas de irrigação, o potencial de dano se a água for utilizada é alto (A);

ii) Risco de Salinização do Solo

- a) Se em menos de 25% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de moderado a alto risco de salinização do solo, então o potencial de salinização se a água for utilizada é baixo (B);
- b) Se de 25 a 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de moderado a alto risco de salinização do solo, então o potencial de salinização se a água for utilizada é preocupante (P);
- c) Se acima de 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de moderado a alto risco de salinização do solo, então o potencial de salinização se a água for utilizada é alto (A);

iii) Risco de Contaminação dos Alimentos

- a) Se em qualquer amostragem de água for encontrado valor superior aos limites máximos dos elementos químicos o resultado já é o (3), ou seja, a água não pode ser utilizada para a irrigação;
- b) Se em menos de 25% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores inadequados de microorganismos patogênicos, então o potencial de contaminação se a água for utilizada é baixo (B);

- b) Se de 25 a 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores inadequados de microorganismos patogênicos, então o potencial de contaminação se a água for utilizada é preocupante (P);
- c) Se acima de 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores inadequados de microorganismos patogênicos, então o potencial de contaminação se a água for utilizada é alto (A);

iv) Risco de Toxidez as Plantas

- a) Se em qualquer amostragem de água for encontrado valor superior aos limites máximos para os elementos traços o resultado já é o (3), ou seja, a água não pode ser utilizada para a irrigação;
- b) Se em menos de 25% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de moderado a alto risco de toxidez iônica e redução da resistência da planta, então o potencial de toxidez se a água for utilizada é baixo (B);
- b) Se de 25 a 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de moderado a alto risco de toxidez iônica e redução da resistência da planta, então o potencial de toxidez se a água for utilizada é preocupante (P);
- c) Se acima de 75% das amostragens realizadas os resultados apresentarem valores de moderado a alto risco de toxidez iônica e redução da resistência da planta, então o potencial de toxidez se a água for utilizada é alto (A);

O resultado final para cada um dos problemas de qualidade da água de irrigação relacionados acima será o (1), ou seja, a água pode ser utilizada para a irrigação sem restrição, se em todas as amostragens realizadas a classificação do risco de qualquer um dos problemas de qualidade de água foi “baixo”. O resultado será o (2), ou seja, a água pode ser utilizada para a irrigação com a adoção de sistemas de tratamento ou filtragem, se para pelo menos um dos atributos físicos, químicos e/ou biológicos a classificação do risco foi “preocupante ou alta”. E o resultado somente será o (3), ou seja, a água não pode ser utilizada para a irrigação, se em pelo menos uma das amostras foram encontrados valores acima dos limites máximos como já descritos nos item “a” dos problemas de qualidade de água “iii” e “iv”.

Quanto ao número mínimo de amostragens, considerando os erros padrão amostrais (S) e adotando os erros padrão da média obtidos neste trabalho como os erros aceitáveis (E_0), verificou-se que uma média de 12 amostragens distribuídas no ano proporciona em média uma confiança estatística de 90% de probabilidade para os atributos analisados (Tabela 46).

Tabela 46. Número mínimo calculado de amostragens para caracterizar a qualidade da água para a irrigação em córregos.

Atributo	E_0	S	N
Sólidos Suspensos	17,0	29,12	8
pH	0,13	0,28	12
Sólidos Dissolvidos	23,0	58,42	18
Ferro Total	0,35	0,78	13
Cálcio	11,0	19,34	8
Magnésio	12,0	21,36	9
Turbidez	5,0	8,83	8
Condutividade Elétrica	35,0	93,90	20
Oxigênio Dissolvido	2,0	3,74	10
Coliformes Totais	1409	2857	11
Coliformes Fecais	499	1131	14
Média			12

OBS: E_0 (erro máximo admitido), S (desvio padrão amostral); n (número de amostras mínimas necessárias calculadas para uma confiança estatística de 90%).

Ainda recomenda-se que as amostragens sejam distribuídas uniformemente durante o ano de modo que se tenha seis repetições no período de maior déficit hídrico (período de maior utilização da irrigação) e 6 repetições no período de maior disponibilidade de água (visando caracterizar a água neste período que por ventura possa ser realizada alguma irrigação).

Cabe ainda ressaltar que a variável risco também depende do fator exposição, como por exemplo, se as características do sistema de irrigação o expõe mais aos riscos de dano físico (sistemas de irrigação localizada são mais susceptíveis ao problema) ou a contaminação dos alimentos (os sistemas de aspersão podem contaminar mais os alimentos pelo contato da gota de água) ou ainda a salinização do solo (mais comum em sistemas de aspersão associado a regiões semi-áridas).

Outro fator a ser considerado na classificação é a escolha dos atributos da qualidade de água a serem analisados. Este fator vai ser em função de quais os principais problemas ambientais na bacia hidrográfica que podem alterar a qualidade da água

(lançamento de esgoto doméstico ou industrial, assoreamento, eutrofização, etc) e ocasionar algum tipo de problema de utilização dessa água na irrigação.

4.5.2.1.6. Aplicação para o Córrego Três Barras

Na Tabela 47 estão apresentados os resultados da classificação da qualidade da água para a irrigação nas sub-bacias avaliadas.

Tabela 47. Classificação da qualidade da água para a irrigação.

Atributos de Qualidade da Água	Período Chuvoso					Período Seco				
	Sub-Bacias					Sub-Bacias				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Risco de Dano a Sistemas de Irrigação										
Sólidos Suspensos	B	P	P	P	B	B	P	P	P	B
Sólidos Dissolvidos	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
pH	A	A	P	A	A	A	A	P	A	A
Ferro Total	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Cálcio	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Magnésio	B	B	A	A	A	B	A	A	B	A
Risco de Contaminação microorganismos patogênicos, excesso de sólidos, carga orgânica e inorgânica										
Turbidez	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Oxigênio Dissolvido	P	A	P	P	P	P	P	P	P	P
Coliformes Totais	B	B	A	B	B	B	B	A	B	B
Coliformes Fecais	B	B	A	P	P	B	B	A	B	B
Risco de Salinização do Solo										
Condutividade Elétrica	B	B	P	P	B	B	B	P	P	B

OBS: B (Baixo), P (Preocupante), A (Alto).

Como pode ser verificado na Tabela 47, para todas as sub-bacias e nos dois períodos avaliados, em relação aos atributos físicos, químicos e biológicos analisados, a classificação da qualidade de água para a irrigação obteve o resultado (2), isto é, a água do manancial pode ser utilizada com a adoção de medidas de controle e/ou tratamento e/ou sistemas de filtragem. No entanto, o risco de salinização do solo pode ser descartado pois a região apresenta elevados totais precipitados, promovendo a lixiviação dos sais do solo e reconstituindo a sua condição normal.

Em função dos riscos encontrados de dano aos sistemas de irrigação, os irrigantes deverão buscar alternativas para evitar a obstrução de tubulações e emissores, principalmente no caso de sistemas de irrigação localizada. O principal problema, neste

caso, foi a concentração de ferro total na água, que representou altos riscos nos dois períodos e em todas as sub-bacias avaliadas.

Para soluções locais, neste caso, visando evitar ou atenuar os problemas de obstrução em sistemas localizados, seria a utilização de um sistema com dois filtros (PHILIPS, 1985, citado por SOCCOL, 2003, p. 13), um primário e outro secundário. Na Tabela 48 (*ANEXO, página 199*), estão apresentadas algumas sugestões para a seleção de sistemas de filtragem para irrigação localizada. No entanto, esses sistemas retêm somente os sedimentos em suspensão, sendo também recomendado nesse caso outras medidas preventivas quanto ao ferro total, como o uso de aeradores, tanques de sedimentação (em alguns casos), tratamento com cloro e abertura periódica dos finais de linhas (MANTOVANI et al, 2001).

O tratamento de sistemas de irrigação para a sua desobstrução devido a utilização de águas ferruginosas já foi estudado por Vieira et al (2004, p.1-6), onde concluíram que alternativa com melhor relação custo/benefício foi a utilização de 25 mg L⁻¹ de hipoclorito de sódio (12% de cloro livre) juntamente com ácido fosfórico 85% para baixar o pH. A injeção do hipoclorito e do ácido fosfórico, de acordo com metodologia utilizada pelos autores, deve ser realizada simultaneamente, mas separadamente com o auxílio de dois injetores, visando evitar possíveis reações.

Os irrigantes que captam água entre as sub-bacias 3 e 4 deverão ter especial atenção com relação ao risco de contaminação por microorganismos patogênicos. No entanto, este risco poderá ser descartado se o produto irrigado não for frutas e hortaliças e/ou se o irrigante utilizar sistemas em que não há contato da água com o alimento (no caso de gotejamento por exemplo).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com as experiências obtidas neste trabalho verifica-se que qualquer planejamento integrado dos recursos hídricos exige uma série de conhecimentos relativos a atual condição de exploração dos recursos naturais como base para a elaboração de propostas racionais de uso.

Como pode ser observado a situação da disponibilidade de água no córrego Três Barras já é crítica devido ao uso da água ser maior do que a vazão máxima outorgável, em alguns períodos do ano. Também a qualidade da água, em relação a todos os problemas analisados, resultou em utilização com a adoção de medidas de controle e/ou tratamento e/ou sistemas de filtragem em qualquer época do ano.

Isto demonstra que a situação atual do manancial exige medidas de planejamento. As propostas recomendadas neste trabalho para o planejamento integrado dos recursos hídricos na microbacia do córrego Três Barras tem o propósito de manter a sustentabilidade dos recursos naturais que são imprescindíveis para o desenvolvimento econômico. Espera-se que estas propostas não sejam reconhecidas como imposições (mesmo porque o custo de algumas delas é alto) mas como sugestões de melhoria das condições ambientais no favorecimento da irrigação.

6. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados apresentados e nas condições em que este trabalho foi desenvolvido, pode-se concluir que:

- A radiação líquida é a componente climática que mais influencia os períodos de déficits hídricos, promovendo aumento da evapotranspiração;
- As culturas perenes foram as que apresentaram maior evapotranspiração real ($2,0 \text{ mm d}^{-1}$) e deficiência hídrica ($0,7 \text{ mm d}^{-1}$), evidenciando a importância da irrigação para o desenvolvimento econômico na microbacia;
- Os solos da microbacia foram inadequadamente explorados, com um índice de vegetação natural abaixo do recomendado pela legislação ambiental (4,4% da área total) e com as áreas de preservação permanente inadequadamente ocupadas (somente 7,5% ocupadas por matas);
- O aporte médio de sedimentos na microbacia é de média a forte no período chuvoso ($69,0 \pm 12,6 \text{ t ano}^{-1} \text{ ha}^{-1}$) e média no período seco ($16,2 \pm 5,1 \text{ t ano}^{-1} \text{ ha}^{-1}$), sendo principalmente originadas das áreas ocupadas por culturas perenes;
- A disponibilidade hídrica foi baixa em 9,1% e 16,7% das vazões específicas medidas, respectivamente, nos períodos chuvoso e seco. As vazões específicas apresentaram correlação positiva moderada com as áreas ocupadas por matas;
- A descarga sólida total na microbacia apresentou valores variando de baixo a normal em todas as medidas realizadas e um coeficiente de remoção de sedimentos médio de 1,0 %;
- A qualidade da água foi inadequada para sólidos suspensos, ferro total, oxigênio dissolvido e coliformes, ocasionadas por poluições difusas (originadas das áreas agricultadas e habitadas) e pontuais (lançamento de efluente de esgoto);
- Os sistemas de irrigação por aspersão (43,5% da área irrigada) apresentaram baixa uniformidade de distribuição de água, necessitando de readequação;

- A demanda de água pelos sistemas de irrigação superaram a vazão máxima outorgável, o que torna a microbacia em situação crítica de disponibilidade hídrica de acordo com a legislação de recursos hídricos;
- O volume atual de reservatórios, durante o período avaliado, foi suficiente para suprir a vazão demandada pelos sistemas de irrigação não disponibilizada pela vazão máxima outorgável;
- Como a microbacia do córrego Três Barras já apresenta criticidade na disponibilidade hídrica e qualidade de água inadequada aos sistemas de irrigação, torna-se necessária a implantação do plano de planejamento integrado dos recursos hídricos apresentados neste trabalho.

7. REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Água: fatos e tendências**. Brasília: [s.n.], 2006. 36p.
- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements**. Roma: FAO, 1998. 297p. (Irrigation and Drainage Paper, 56).
- ALVES SOBRINHO T.; BONOMO, R.; MANTOVANI, E. C.; SEDIYAMA, G. C. **Estimativa mensal da evapotranspiração de referência para Dourados e Ponta Porá, Mato Grosso do Sul**. Cerrados - Revista de Ciências Agrárias, Belém, v.1, n.1, p. 32-34, 1998.
- ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 320p.
- ARAÚJO JUNIOR, G. J. L. D. **Aplicação dos modelos EUPS e MEUPS na bacia do Ribeirão Bonito (SP) através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento**. 2003. f.792-797. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.
- AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS. **Field evaluation of microirrigation Systems**. St. Joseph: Michigan, 1996. p. 792-797.
- Ávila, C. J. C. P.; Assad, E. D.; Verdesio, J. J.; Eid, N. J.; Soares, W.; Freitas, M. A. V. Geoprocessamento da informação hidrológica. In: **O estado das águas no Brasil**. Ed. ANEEL: Brasília, 1999. CD/ROM.
- AYERS, R.S; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.
- AYERS, R.S; WESTCOT, D. W. **Calidad del agua para la agricultura**. Roma: FAO, 1984. 85p. (Estudio FAO Riego y Drenaje, 29).
- BERNARDO, S. **Manual de Irrigação**. 6.ed. Viçosa: Imprensa Universitária, 1995. 657p.
- BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, n.4, p:781-792, 2007.

BRAGA, B; NUCCI, B. **Introdução a engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 1965.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 1997.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília. 2005. 23p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. **Agricultura brasileira em números**. Brasília: Ministério da Agricultura, 2005. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>> Acesso: 17 jan 2008

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. 4. ed. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1999. 355p.

BURMAN, R.D. et al. O. Water Requeriments. In : JENSEN, M. E. (Ed.). **Design and operation of farm irrigation systems**. St. Joseph : ASAE, 1983. cap.6, p.189-232.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Princípios básicos em geoprocessamento. In: ASSAD, E. D. **Sistemas de informação geográficas: aplicações na agricultura**. Brasília: Embrapa - SPI / Embrapa - CPAC, 1998. cap.1, p.3-11.

CAMPANHA, N. A.; EID, N. J. Monitoramento do uso do solo In: PAVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre:: ABRH, 2003. cap.18, p.493-506.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações**. 5. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1974. 242p.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JUNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL / Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. 132p.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372p.

CHRISTOFIDIS, D. **Recursos hídricos e irrigação no Brasil**. Brasília: CDS/UnB, 1999. 34p.

COORDENADORIA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E INTEGRAL - CATI. **Plano estadual de microbacias hidrográficas: córrego das Três Barras**. Marinópolis, 2003. 50p.

COELHO, E. F.; OLIVEIRA, A. S.; BORGES, A. L. Aspectos básicos da fertirrigação. In: BORGES, A. L.; COELHO, E. F.; TRINDADE, A. V. **Fertirrigação em fruteiras tropicais**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2002. cap. 1, p.9-14.

COMITÊ DA BACIA DO SÃO JOSÉ DOS DOURADOS. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados**. São Paulo: CBH - SJD, 2000. Disponível em:<<http://www.sigrh.sp.gov.br>>. Acesso em: 20 Jan. 2003.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO AGRÍCOLA DE SÃO PAULO - CODASP. **Manual técnico de motomecanização agrícola**. São Paulo: CODASP, 1994. 101 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002/ CETESB**. São Paulo: CETESB, 2003. 264p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de águas subterrâneas**. São Paulo: CETESB. 2006, 124p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007/ CETESB** São Paulo: CETESB, 2008. 537p.

CUNDERLIK, J. M. **Hydrologic model selection for the CFCAS project**: assessment for water resources risk and vulnerability to changing climatic conditions. Western: Ontario, 2003. 38p. (Project Report, I).

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. Degradação ambiental. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. cap. 7, p.337-379.

CURI, N.; LARACH, J. O. I.; KÄMPF, N.; MONIZ, A.C.; FONTES, L. E. F. **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1993. 89p.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Síntese do relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo**. São Paulo: DAEE, 1999. 53p.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Manual de cálculos das vazões máximas, médias e mínimas nas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo**. São Paulo: DAEE, 1994, 64p.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Guia prático para o projeto de pequenas obras hidráulicas**. São Paulo: DAEE, 2005. 116p.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego rico, São Paulo, Brasil. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, 2005.

DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. **Efeito da água no rendimento das culturas**. Campina Grande: UFPB, 1994. 306p.

ESTEVEES, F. de A. **Fundamento de limnologia**. Rio de Janeiro: FINEP, 1988. 375p.

FERREIRA, E. J. S. **Atualização de banco de dados climáticos e desempenho de métodos de determinação da evapotranspiração de referência**. 2006. 32f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2006.

FONTES, J. L. Programa estadual de microbacias hidrográficas: justificativa, histórico, estratégia e resultados. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. **Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais**. Botucatu: FEPAF, 2006. cap.1, p.125-134.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of food and agriculture**. Roma: FAO, 2007. 222p.

FRIZZONE, J. A.; ANDRADE JÚNIOR, A. S.; SOUZA, J. L. M.; ZOCOLER, J. L. **Planejamento de irrigação: análise de decisão de investimento**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2005. 626p.

FRIZZONE, J. A.; REZENDE, R.; GONÇALVES, A. C. A.; HELBEL JÚNIOR, C. Produtividade do feijoeiro sob diferentes uniformidades de distribuição de água na superfície e na subsuperfície do solo. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.2, p.414-425, 2007.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA. **Sistema de informações para o gerenciamento dos recursos hídricos do estado de São Paulo (SIGRH)**. São Paulo: DAEE, 2000. 1 CD-ROM.

FUNDAÇÃO CENTRO TÉCNOLÓGICO DE HIDRÁULICA. **Medidores de vazão para pequenos cursos d'água**. Rio de Janeiro: PRONI, 1990. 88p.

GÓES, V. C.; CAMPANA, N. A. Modelos dinâmicos de regionalização de vazões. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. **Anais ...** João Pessoa: ABES, 2001. CD-ROM.

GOMES, H. P. **Engenharia de irrigação: hidráulica dos sistemas pressurizados, aspersão e gotejamento**. 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1997. 390p.

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

GASTALDINI, M. C.; MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água In: PAVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap.15, p.429-452.

GOLDENFUM, J. A. Pequenas bacias hidrológicas: conceitos básicos. In: PAVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap.1, p.3-13.

GRAVETTER, F.J.; WALLNAU, L.B. **Statistics for the behavioral sciences**. 2.ed. St. Paul: West Publishing, 1995. 429p.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 55p.

HERNANDEZ, F.B.T. et al. **Aproveitamento hidroagrícola no Estado de São Paulo - projeto piloto de conservação dos recursos de solo e água e irrigação coletiva nas microbacias hidrográficas dos córregos Sucuri, Bacuri e Macumã em Palmeira d'Oeste - SP**. Ilha Solteira: UNESP/Governo Federal, 2000. 191p.

Disponível em: <<http://www.agr.feis.unesp.br/noroeste/noroeste.htm>>. Acesso em: 05 mar 2008

HERNANDEZ, F. B. T.; SILVA, C. R.; SASSAKI, N.; BRAGA, R. S. Qualidade de água em um sistema irrigado no noroeste paulista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 30., 2001, Foz de Iguaçu. **Anais do ...** Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 2001. 1 CD-ROM.

HOPKINS, W. G. **A new view of statistics: internet society for sport science**. [s.l.:s.n.,2000?] . Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/>>. 2000>. Acesso em: 20 fev 2008

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS. **Boletim 200: instruções para as principais culturas econômicas**. 6. ed. Campinas: IAC, 1998. 396p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2000 - resultados do universo**. Brasília, 2003. Disponível em:<<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 jan. 2004.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. **Valor da produção: escritório de Desenvolvimento Rural**. São Paulo, 2000. Disponível em:<<http://www.iea.sp.gov.br/>>. Acesso em: 23 ago. 2003.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa geológico do estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 1981. 126p.

IRRIGAÇÃO & TECNOLOGIA MODERNA. **Sistema plantio direto, um parceiro dos rios brasileiros**. Brasília: Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, 2003. p.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000. 531p.

LIMA, A. F. **Problemas de engenharia sanitária**. Recife: UFPE, 1993. 319p.

LIMA, J. E. F. W.; FERREIRA, R. S. A.; CHRISTOFIDIS, D. **O uso da irrigação no Brasil**. São Paulo: O Estado das águas no Brasil, 1999. p.73-82.

LIMA, W. P.; ZAKIA M. J. B.; Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo / FAPESP, 2000. cap. 3, p.33-44.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 166f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MANTOVANI, E. C. et al. Irrigação por gotejamento e processo de tratamento. In: SIMPÓSIO DE PESQUISAS DOS CAFÉS DO BRASIL, 2, 2001, Vitória. **Anais...** Vitória: Consórcio Brasileiro de Pesquisas e Desenvolvimento do Café, 2001. 1 CD-ROM.

MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARETTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: UFV, 2006. 318p.

MARTINELLI, L. A.; KRUSCHE, A. V. Amostragem em rios. In: Bicudo, C. E. M.; Bicudo D. C. **Amostragem em limnologia**. São Carlos: RIMA, 2004. cap.16, p.263-280.

MEDEIROS, S. L. P. **Avaliação dos métodos de estimativa da evapotranspiração de referência para a região mesoclimática de Santa Maria -RS**. Revista Brasileira de Agrometeorologia, Santa Maria, v.6, n.1, p.105-109, 1998.

MENDES, C. A. B.; CIRILO, J. A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 533p.

MENDONÇA, A. S. Balanço hídrico. In: PAVA, J. B. D. ; PAIVA, E. M. C. D. de. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. Cap.6, p.165-168.

MESTRINHO, S. S. P. Qualidade das águas. In: GIAMPÁ, C. E. Q.; GONÇALES, V. G. **Águas subterrâneas e poços tubulares profundos**. São Paulo: Signus Editora, 2006. cap.4, p.99-136.

MORAES, A. J. **Manual para a avaliação da qualidade da água**. São Carlos: RiMa, 2001. 44p.

NAKAYAMA, F.S.; BUCKS, D.A. **Trickle irrigation for crop production: design, operation and management**. New York: Elsevier, 1986. 383p.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida**. Campinas: Instituto Agrônomo/ EMBRAPA Solos, 1999. 64p.

PAGANINI, W. S.; BOCCHIGLIERI, M. M.; QUEVEDO, C. M. G. Abastecimento de água. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. **Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais**. Botucatu: FEPAF, 2006. cap.1, p.125-134.

PAIVA, E. M. C. D. Métodos de estimativa da produção de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas. In: PAVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap.13, p.365-394.

PEREIRA, A. R.; VILLA NOVA, N. A.; SEDIYAMA, G. C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FEALQ, 1997. 183p.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**. Guaíba : Agropecuária, 2002. 478p.

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Roma: FAO, 1992. p. (Irrigation and Drainage, Paper 47). Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/T0551E/t0551e00.htm>>. Acesso em: 10 jul. 2004.

PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. Caracterização da qualidade de água. In: BRANCO, S. M. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo / ABRH, 1991. cap. 2, p.27-66.

PORTO, R. M. **Hidráulica básica**. São Carlos: EESC-USP, 1999. 540p.

PORTO, C. G. Intemperismo em regiões tropicais. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da. **Geomorfologia e meio ambiente**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. cap. 1, p.25-57.

PRADO, H. de. **Manual de classificação de solos do Brasil**. 2.ed. Jaboticabal: FUNEP, 1995. 197p.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. R. de; PRIMAVESI, A. C.; OLIVEIRA, H. T. Water Quality of the Canchim's Creek Watershed in São Carlos, SP, Brazil, Occupied by Beef and Dairy Cattle Activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.45, n.2, p.209-217, 2002.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. **Escoamento superficial**. Viçosa: UFV,, 2003. 88p.

PRUSKI, F. F.; RODRIGUEZ, R. G.; NOVAES, L. F. ; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M.; TEIXEIRA, A. H. Impacto das vazões demandadas pela irrigação e pelos abastecimentos animal e humano, na Bacia do Paracatu. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.11, n.2, p.199-210, 2007.

RAMOS, F. et al. **Engenharia hidrológica**. Rio de Janeiro: ABRH, 1989. 404p.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e recursos hídricos**. São Carlos: EESC/USP, 1998. 840p.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.

SÃO PAULO. Lei nº 9.034 de 27 de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos, São Paulo, 1994. 23p.

SÃO PAULO. **Relatório de qualidade ambiental do Estado de São Paulo 2006**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2006. 498p.

SASSAKI, N. **Sistemas de irrigação e relações hídricas na produção de uva (*Vitis vinifera* L.) no Noroeste Pauslista**. Ilha Solteira: UNESP, 2002. 66p.

SENTELHAS, P. C.; ANGELOCCI, L. R. **Balanço hídrico**: BH climatológico normal e seqüencial, de cultura e para controle da Irrigação. Piracicaba: ESALQ/USP, 2007. p. (Apresentação de Slides- Aula 9).

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: ANAEE/ANA, 2001. 328p.

SHIKLOMANOV, L. A. **World water resources**: an appraisal for the 21st century. Paris: UNESCO, 1999 p. (IHP Report).

SILVA, D. D.; VALVERDE, A. D. L.; PRUSKI, F. F.; GONÇALVES, R. A. B. Estimativa e espacialização dos parâmetros da equação de intensidade-duração-freqüência da precipitação para o Estado de São Paulo. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.7, n.2, p.70-87, 1999.

SILVA, C. R. **Métodos de irrigação, consumo e qualidade de água na fisiologia e produção de uva fina (*Vitis vinifera* L.) no Noroeste Pauslista**. Ilha Solteira: UNESP, 2001. 80p.

SILVA, A. M.; SHULTZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2003. 140p.

SILVA, D. D., PRUSKI, F. F., SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um argissolo vermelho-amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.2, p.409-419, 2005.

SILVA, A. M.; SHULTZ, H. E. Hydrosedimentological dynamic on água fria watershed. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.50, n.5, p. 861-870, 2007.

SILVEIRA, A. L. P.; SILVEIRA, G. L. Vazões mínimas. In: PAVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap.5, p.125-164.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p.515-523, 1996.

SOCCOL, O. J. **Construção e avaliação de hidrociclone para a pré-lavagem de água de irrigação**. 2003. 89f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior De Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SOARES, J. B.; MAIA, A. C. F. **Água**: microbiologia e tratamento. Fortaleza: EUFC, 1999. 206p.

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

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 1993. 943p.

TUCCI, C. E. M. **Regionalização de vazões**. Porto Alegre: Universidade/UFRGS, 2002. 256p.

TUCCI, C. E. M. Vazões médias. In: PAVA, J. B. D; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2003. cap.1, p.113-124.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 2003, 248p.

UEHARA, K. Elementos de hidrologia de superfície. In: GIAMPÁ, C. E. Q.; GONÇALES, V. G. **Águas subterrâneas e poços tubulares profundos**. São Paulo: Signus Editora, 2006. cap.2, p.43-70.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Water in world**. Quênia: UNEP, 2000?. Disponível em:<<http://www.unep.org/>>. Acesso em: 25 jun. 2004.

VANZELA, L. S. **Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis, SP**. 2004. 91f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Engenharia , Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2004.

VERMEIREN, L.; JOBLING, G. A. **Irrigação localizada**. Campina Grande: UFPB, 1997. 184p.

VIEIRA, G. H. S.; MANTOVANI, E. C.; SILVA, J. F. A.; RAMOS, M. M.; SILVA, C. M. Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.8, n.1, p.1-6, 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996. 246p.

WATER RESEARCH COUNCIL. **Irrigation-induced water quality problems: what can be learned from the San Joaquin Valley experience**. Washington: National Research Council, 1989. 157p.

ZOCOLER, J. L. Avaliação de desempenho de sistemas de irrigação. In: CURSO DE CAPACITAÇÃO EM AGRICULTURA IRRIGADA, 1, Ilha solteira, 1999. **Anais...** Ilha Solteira, FEIS/UNESP, 1999. p.33-36.

ANEXO

Recomendações para a Seleção de Sistemas de Filtragem

Tabela 48. Recomendações para a seleção de sistemas de filtragem para sistemas de irrigação localizada.

Tipo de contaminante	Concentração	Carga aproximada (mg.L ⁻¹)	Tela na sucção da bomba ¹	Separador centrífugo ²	Filtro de tela	Filtro de areia
Orgânico ou mistura orgânico e inorgânico	Leve	≤ 10	X	X		X
	Moderada	10-25	X	X		X
	Média	25-50	X	X		X
	Média/alta	50-75	X	X		X
	Alta	75-100	X	X		X
	Muito alta	> 100	X	X		X ³
Inorgânicos	Leve	≤ 10	X	X	X	X
	Moderada	10-25	X	X	X	X
	Média	25-50	X	X	X ³	X
	Média/alta	50-75	X	X	X ³	X
	Alta	75-100	X	X		X
	Muito alta	> 100	X	X		X ³

OBS: ¹ Recomenda-se tela na sucção da bomba somente como pré-tratamento antes do filtro primário.

² Recomenda-se separadores centrífugos somente para a remoção de material inorgânico com peso específico $\geq 2 \text{ g/cm}^3$ e deve ser utilizado em conjunto com o filtro de tela e areia.

³ É recomendado em pré-tratamento com separador centrífugo.

Fonte: Modificado de PHILIPS (1995) citado por SOCCOL (2003).