

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**MONITORAMENTO DA QUALIDADE E DISPONIBILIDADE DA ÁGUA DO
CÓRREGO DO COQUEIRO NO NOROESTE PAULISTA PARA FINS DE
IRRIGAÇÃO**

GUSTAVO CAVALARI BARBOZA

Biólogo

Dissertação apresentada à Faculdade
de Engenharia da UNESP, Campus de
Ilha Solteira, para a obtenção do título
de Mestre em Agronomia

Especialidade: Sistema de Produção

Orientador: Prof. Dr. Fernando Braz Tangerino Hernandez

ILHA SOLTEIRA - SP

SETEMBRO - 2010

FICHA CATALOGRÁFICA

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

B239m	<p>Barboza, Gustavo Cavalari. Monitoramento da qualidade e disponibilidade da água do Córrego do Coqueiro no noroeste paulista para fins de irrigação / Gustavo Cavalari Barboza. -- Ilha Solteira : [s.n.], 2010 143 f. : il.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Especialidade: Sistemas de Produção, 2010</p> <p>Orientador: Fernando Braz Tangerino Hernandez</p> <p>1. Água - Qualidade. 2. Bacias hidrográficas. 3. Degradação ambiental.</p>
-------	---



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


CERTIFICADO DE APROVAÇÃO


TÍTULO: Monitoramento da Qualidade e Disponibilidade da Água do Córrego do Coqueiro no Noroeste Paulista para Fins de Irrigação

AUTOR: GUSTAVO CAVALARI BARBOZA

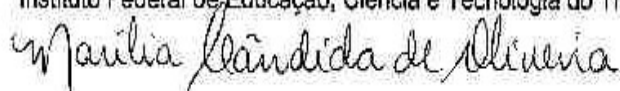
ORIENTADOR: Prof. Dr. FERNANDO BRAZ TANGERINO HERNANDEZ

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE em AGRONOMIA, Área: SISTEMAS DE PRODUÇÃO, pela Comissão Examinadora:


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


Prof. Dr. SERGIO LUIS DE CARVALHO
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Profª. Dra. MARILIA CANDIDA DE OLIVEIRA
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro - Campus de Uberlândia



Data da realização: 08 de setembro de 2010.

Dedico esta conquista aos meus pais, Malvina Cavalari Barboza e Auro Teixeira Barboza, que batalharam uma vida inteira pelos meus estudos, pelo amor incondicional e incentivo durante toda a minha vida, sendo exemplo de força e dedicação.

Pelas tantas vezes que abriram mão de seus sonhos em favor dos meus. Sem medir esforços para permitir que eu estudasse.

Demonstro aqui o meu respeito, a minha eterna gratidão, o meu carinho e o amor que sinto por vocês!

Sem vocês eu jamais conseguiria chegar até aqui!

Dedico

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo, agradeço a Deus pela saúde e conhecimento para superar mais uma etapa em minha vida.

Ao meu Orientador, Professor Doutor Fernando Braz Tangerino Hernandez, pelos ensinamentos, credibilidade e confiança depositados em mim. Sendo exemplo de pessoa e de profissional, que sempre estimulou e contribuiu para o aprimoramento e desenvolvimento na área acadêmica. Meu Respeito e admiração.

Aos membros da equipe da Área de Hidráulica e Irrigação: Álvaro, Alex, Balber, Diego, Gilmar, Paulo, Renata, Ronaldo pela participação, convivência e amizade em todos os momentos. Em especial ao Amigo e Biólogo, Renato sempre pronto a ensinar e colaborar para a conclusão deste trabalho.

Aos meus irmãos Carla e Caio pelo amor e companheirismo. A cunhada Daniele e aos sobrinhos Tuyla, João Vitor e Sarah pelo carinho.

A futura esposa Marcela Prisco dos Santos, pelo amor, incentivo, paciência e compreensão pelas minhas constantes ausências.

Ao cunhado Juliano e aos sogros Vilma e Sidney pela convivência.

A minha avó Percilia pelas orações e ao tio Aparecido (*In Memoriam*) pela força, incentivo e presença constante durante a graduação e pós-graduação.

A Amiga e Bióloga Ilse Fernanda Ferrari, pela longa amizade e carinho, mesmo na distância esteve sempre presente. Todos os amigos que fiz ao longo da graduação e pós-graduação que me proporcionaram bons momentos.

Aos professores da UNESP Sergio L. de Carvalho e João L. Zocoler, e ao Eng. Agrônomo Luiz Sergio Vanzela pela ajuda para conclusão deste trabalho.

Aos funcionários da UNESP, principalmente ao Sr. José Jesus Batista Apolinário (*In Memoriam*), Amigo e Motorista, que nos transportou com segurança até o Córrego do Coqueiro. E ao diretor da biblioteca João Josué Barbosa.

Ao CNPq pela bolsa concedida (Número do processo no CNPq: 577386/2008-5) e ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos - FEHIDRO (CBH-SJD, Contrato 161/2006 - Empreendimento SJD-133) pelo apoio financeiro a pesquisa.

E todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para que essa pesquisa se tornasse realidade.

MONITORAMENTO DA QUALIDADE E DISPONIBILIDADE DA ÁGUA DO CÓRREGO DO COQUEIRO NO NOROESTE PAULISTA PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

Autor: Gustavo Cavalari Barboza

Orientador: Prof. Dr. Fernando Braz Tangerino Hernandez

RESUMO

As condições insuficientes de disponibilidade e qualidade de água para os usos múltiplos afetam diretamente a economia de cidades cuja principal atividade é a agricultura irrigada. O objetivo do trabalho foi avaliar a qualidade de água para a irrigação do Córrego do Coqueiro, afluente do Rio São José dos Dourados. Foram georreferenciados cinco pontos ao longo do córrego para coleta de água e medição de vazão durante o período de 2007 a 2009. Os parâmetros avaliados foram: sólidos dissolvidos e suspensos, turbidez, temperatura, pH, condutividade elétrica, ferro total, oxigênio dissolvido, dureza, cálcio, magnésio, coliformes fecais e totais, vazão e descarga sólida total. De acordo com os resultados verificou-se que no ano de 2007 os valores médios de sólidos suspensos e totais, turbidez, ferro total e coliformes foram superiores aos demais períodos. Em sua maioria, as amostras apresentaram classificação de médio a alto risco ao sistema de irrigação localizada para as variáveis sólidos suspensos, ferro total e pH e apresentaram uma tendência de aumento no ponto final do córrego. A condutividade e cálcio apresentaram baixo potencial de danos. Para coliformes fecais e totais os pontos 2 e 3 apresentaram 3% das amostras com alto risco de contaminação, respectivamente. Não houve diferença estatística entre os períodos para os valores médios de vazão. O uso da água do Córrego do Coqueiro pode causar a obstrução dos encanamentos e emissores de sistemas de irrigação localizadas, sendo imprescindível a utilização de sistemas de filtragem, principalmente, se a fonte de captação de água for próxima aos pontos finais do manancial.

Palavras-chave: Qualidade da água. Bacia hidrográfica. Degradação.

MONITORING OF WATER QUALITY AND AVAILABILITY FOR THE COQUEIRO STREAM IN THE NORTHWEST REGION OF SÃO PAULO FOR IRRIGATION

ABSTRACT

Conditions of insufficient quality and availability of water for multiple uses, directly affecting the economy of cities in which the main activity is agriculture. The objective was to evaluate the quality of water for irrigation of Coqueiro stream, a tributary of the São José dos Dourados. Five points along the stream were georeferenced for water collection and flow measurement for the period of 2007 to 2009. The parameters were: dissolved and suspended solids, turbidity, temperature, pH, conductivity, total iron, dissolved oxygen, hardness, calcium, magnesium, coliforms total and fecal, flowing and total solid discharge. According to the results observed in 2007 the average and total suspended solids, turbidity, iron and total coliforms were higher than in other periods. Most of the samples showed a rating of medium to high risk to the irrigation system for the variable suspended solids, total iron and pH and showed an increasing trend at the end point of the stream. The conductivity and calcium showed a low potential for damage. For fecal and total coliforms points 2 and 3 showed 3% of samples with high risk of contamination, respectively. There was no statistical difference between the periods for the mean flowing. The use of water from the stream Coqueiro can cause clogging of pipes and emitters of located irrigation systems and is essential to use filtering systems, especially if the source water intake is near the end points of the watershed.

Keywords: Water quality. Watershed. Degradation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização do Córrego do Coqueiro nos municípios integrantes da bacia.	38
Figura 2. Finalidade de uso da água na Microbacia do Córrego do Coqueiro até março de 2010.....	42
Figura 3. Mapa de localização dos pontos de amostragem e limite da microbacia.....	44
Figura 4. Rodovia de acesso a Jales e ponto 1 de amostragem.....	45
Figura 5. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 1.....	46
Figura 6. Ponto 2 de amostragem próximo ao município de São Francisco.....	47
Figura 7. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub-bacia do ponto 2.....	47
Figura 8. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 3.....	48
Figura 9. Ponto 3 de amostragem próximo ao Estação de Tratamento de água..	49
Figura 10. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 4.....	50
Figura 11. Ponto 4 de amostragem próximo ao município de Dirce Reis e medição da vazão.	51
Figura 12. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 5.....	52
Figura 13. Ponto 5 de amostragem coleta da água e medição da vazão.	52
Figura 14. Medição de vazão utilizando o molinete hidrométrico, da marca Global Water, modelo Flow Probe FP101-FP201.	55
Figura 15. Nível de água no ponto 5 dia 16/09/09 e a marca do nível de água....	56
Figura 16. Distribuição da concentração de sólidos dissolvidos em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.....	60
Figura 17. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de sólidos dissolvidos no período de 2007 a 2009.	62
Figura 18. Distribuição da concentração de sólidos suspensos em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.....	65
Figura 19. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de sólidos suspensos no período de 2007 a 2009.....	68
Figura 20. Distribuição da concentração de sólidos totais em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.....	69
Figura 21. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de	

sólidos totais no período de 2007 a 2009.	71
Figura 22. Distribuição dos resultados médios de turbidez em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.	74
Figura 23. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de turbidez no período de 2007 a 2009.	76
Figura 24. Distribuição dos valores médios de temperatura em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.	77
Figura 25. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de temperatura no período de 2007 a 2009.	78
Figura 26. Distribuição dos valores médios de pH em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	81
Figura 27. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de pH no período de 2007 a 2009.	82
Figura 28. Distribuição dos valores médios de condutividade elétrica em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	84
Figura 29. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de condutividade elétrica no período de 2007 a 2009.	86
Figura 30. Distribuição dos valores médios de ferro total em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	89
Figura 31. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de ferro total no período de 2007 a 2009.	91
Figura 32. Distribuição dos valores médios de oxigênio dissolvido em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	93
Figura 33. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de oxigênio dissolvido no período de 2007 a 2009.	95
Figura 34. Distribuição dos valores médios de dureza total em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	96
Figura 35. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de dureza total no período de 2007 a 2009.	98
Figura 36. Distribuição dos valores médios de cálcio em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	100
Figura 37. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de cálcio no período de 2007 a 2009.	101

Figura 38. Distribuição dos valores médios de magnésio em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	103
Figura 39. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de magnésio no período de 2007 a 2009.....	105
Figura 40. Distribuição dos valores médios de coliformes totais em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	107
Figura 41. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de coliformes totais no período de 2007 a 2009.	109
Figura 42. Distribuição dos valores médios de coliformes fecais em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.	111
Figura 43. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de coliformes fecais no período de 2007 a 2009.	113
Figura 44. Vazões médias no período de 2007 a 2009, no ponto 1.	115
Figura 45. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009, no ponto 1.	116
Figura 46. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 2.	118
Figura 47. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 2.	119
Figura 48. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 3.	120
Figura 49. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 3.	121
Figura 50. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 4.	123
Figura 51. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 4.	124
Figura 52. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 5.	126
Figura 53. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 5.	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Tipos de usuários, finalidade de uso e os tipos de uso da água do Córrego do Coqueiro.	41
Tabela 2. Síntese das metodologias e dos equipamentos utilizados nas análises de qualidade da água para a irrigação.	54
Tabela 3. Limites estabelecidos para a classificação da qualidade de água para a irrigação.	58
Tabela 4. Parâmetros avaliados para a classificação da qualidade de água para a irrigação.	58
Tabela 5. Distribuição dos resultados de sólidos dissolvidos de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	59
Tabela 6. Distribuição dos resultados de sólidos suspensos de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	63
Tabela 7. Distribuição dos resultados de turbidez de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	73
Tabela 8. Distribuição dos resultados de potencial hidrogeniônico (pH) de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	80
Tabela 9. Distribuição dos resultados de condutividade elétrica de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	83
Tabela 10. Distribuição dos resultados de ferro total de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	87
Tabela 11. Distribuição dos resultados de oxigênio dissolvido de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	92
Tabela 12. Distribuição dos resultados de cálcio de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	99
Tabela 13. Distribuição dos resultados de magnésio de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	102
Tabela 14. Distribuição dos resultados de coliformes totais de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação período de 2007 a 2009.	106

Tabela 15. Distribuição dos resultados de coliformes fecais de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.	110
Tabela 16. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 1, período de 2007 a 2009.	114
Tabela 17. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 1, período de 2007 a 2009.	115
Tabela 18. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 2 no período de 2007 a 2009.	117
Tabela 19. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 2 no período de 2007 a 2009.	118
Tabela 20. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 3, período de 2007 a 2009.	120
Tabela 21. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 3, período de 2007 a 2009.	121
Tabela 22. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 4, período de 2007 a 2009.	122
Tabela 23. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 4, período de 2007 a 2009.	124
Tabela 24. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 5 no período de 2007 a 2009.	125
Tabela 25. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 5, período de 2007 a 2009.	126

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1. Bacias hidrográficas	17
2.2. Degradação de bacias hidrográficas.....	18
2.3. Uso da água na irrigação	20
2.4. Qualidade da água para a irrigação.....	21
2.4.1 <i>Classes da água</i>	23
2.4.2. <i>Parâmetros físicos</i>	24
2.4.2.1. Sólidos	24
2.4.2.2. Descarga Sólida Total	25
2.4.2.3. Turbidez.....	27
2.4.2.4. Temperatura	28
2.4.3. <i>Parâmetros Químicos</i>	29
2.4.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	29
2.4.3.2. Condutividade Elétrica.....	29
2.4.3.3. Ferro Total	30
2.4.3.4. Oxigênio Dissolvido	31
2.4.3.5. Dureza Total	32
2.4.4. <i>Parâmetros Biológicos</i>	33
2.5. Irrigação localizada.....	34
2.6. Obstrução dos emissores.....	35
3. MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1. Localização da Área de Estudo.....	37
3.2. Características Sócio-econômicas	39
3.3. Geologia, litoestratigrafia e caracterização da vegetação remanescente	39
3.4. Tipos de usuários, finalidade e uso da água.....	40
3.5. Clima.....	43

3.6. Área e perímetro da microbacia	43
3.7. Localização dos pontos de avaliação.....	43
3.7.1. Ponto 1	45
3.7.2. Ponto 2	46
3.7.3. Ponto 3	48
3.7.4. Ponto 4	49
3.7.5. Ponto 5	51
3.8. Coleta e análise da água.....	53
3.9. Medição de vazão	54
3.10. Descarga Sólida Total	56
3.11. Análise dos Dados.....	57
3.11.1. Caracterização da Qualidade da Água.....	57
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	59
4.1. Variáveis físicas.....	59
4.1.1. Sólidos.....	59
4.1.1.1. Sólidos dissolvidos	59
4.1.1.2. Sólidos suspensos.....	63
4.1.1.3. Sólidos totais	69
4.1.2. Turbidez.....	72
4.1.3. Temperatura	77
4.2. Variáveis químicas	79
4.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	79
4.2.2. Condutividade Elétrica.....	83
4.2.3. Ferro Total	87
4.2.4. Oxigênio Dissolvido.....	92
4.2.5. Dureza Total	96
4.2.6. Cálcio.....	99
4.2.7. Magnésio	102
4.3. Variáveis biológicas.....	106
4.3.1. Coliformes Totais.....	106
4.3.2. Coliformes Fecais.....	110

4.4. Vazão e Descarga Sólida Total.....	114
4.4.1. <i>Vazão e descarga sólida total no ponto 1</i>	114
4.4.2. <i>Vazão e descarga sólida total no ponto 2</i>	117
4.4.3. <i>Vazão e descarga sólida total no ponto 3</i>	119
4.4.4. <i>Vazão e descarga sólida total ponto 4</i>	122
4.4.5. <i>Vazão e descarga sólida total no ponto 5</i>	125
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	128
5.1. Qualidade de Água para a Irrigação	128
5.2. Disponibilidade de água para a irrigação.....	128
6. CONCLUSÃO.....	130
7. REFERÊNCIAS	131

1. INTRODUÇÃO

Cada vez mais, os recursos hídricos são foco da preocupação mundial, devido a sua escassez em algumas regiões e também à depreciação de sua qualidade.

A preocupação com a conservação da qualidade da água e dos seus mananciais tornou-se maior nos últimos anos e a procura de mecanismos capazes de reduzir os impactos ambientais nesses sistemas tem sido considerada como uma das prioridades de pesquisa desse século (CORBI et al., 2006)

A água representa insumo fundamental à vida, configurando elemento em diversas atividades humanas, além de manter o equilíbrio do meio ambiente. O acelerado crescimento populacional tem conduzido ao aumento da demanda de água, o que vem ocasionando, em várias regiões, problemas de escassez desse recurso (SETTI et al., 2000).

As águas naturais das bacias hidrográficas e praticamente todos os sistemas aquáticos estão submetidos a um conjunto de impactos resultantes das atividades humanas na bacia hidrográfica e dos usos múltiplos da água. Drenagens urbanas e rurais bem como o despejo de efluentes nos rios modificam as características físicas químicas e biológicas das águas, produzindo inúmeras alterações que as tornam impróprias para o consumo humano e para os outros usos - agropecuário, industrial, preservação da vida aquática, recreação e transporte (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, p.544).

O efetivo gerenciamento dos recursos hídricos implica na constante avaliação da qualidade e quantidade da água simultaneamente, a fim de que se conheça adequadamente o estado dos recursos hídricos, seu potencial e os possíveis problemas agregados de contaminação e poluição. Além disso, o monitoramento também pode apresentar e identificar regiões ou áreas com baixa contaminação e, portanto, dar indicações seguras sobre o que conservar e qual o custo dessa conservação. O monitoramento é o primeiro passo importante para a elaboração de um banco de dados confiável e adequado que possa ser útil ao planejamento (TUNDISI, 2003).

O monitoramento da qualidade da água é importante, especialmente para a

região noroeste do Estado de São Paulo, por sua economia ser essencialmente agrícola com destaque para a fruticultura (citros e viticultura). Com déficits hídricos prolongados ao longo de oitos meses por ano e a maior evapotranspiração do Estado de São Paulo e suscetibilidade a veranicos (HERNANDEZ et al., 1995; HERNANDEZ et al., 2003), o desenvolvimento socioeconômico passa pela implantação de sistemas de irrigação de modo a minimizar riscos de quebra de produção e melhoria na qualidade do produto, além de flexibilizar as épocas de plantio e escolha de culturas a serem cultivadas. Todavia, no córrego do Coqueiro o uso da água para irrigação pode conflitar com o uso para o abastecimento urbano e a dependência dos recursos hídricos superficiais, o desmatamento, a erosão e assoreamento podem comprometer o uso múltiplo da água (FRANCO, 2008).

A microbacia do Córrego do Coqueiro compreende os municípios de Urânia, Jales, São Francisco, Palmeira D'Oeste e Dirce Reis, tendo como atividades predominantes agricultura com lavouras permanentes e temporárias, com destaque para a fruticultura (abacate, banana, coco-da-baia, citros, mamão, manga, goiaba, maracujá e uva) e agropecuária com pastagem extensiva com grande potencial erosivo, além de disponibilizar água para abastecimento dos municípios de Palmeira d'Oeste e Marinópolis, o que lhe garante maior importância regional (FRANCO; HERNANDEZ, 2009).

Para a irrigação, a deterioração da qualidade de água pode resultar em um ou mais problemas, como o comprometimento ou aumento dos custos de operacionalização de sistemas de irrigação, a inviabilização da adoção de culturas irrigadas em que o uso da água pode implicar em contaminação dos alimentos e risco a saúde humana e animal, além do risco de tornar o solo improdutivo devido ao excesso de sais na água (VANZELA, 2004).

Em virtude do quadro de escassez de água, deve-se optar por métodos de irrigação que façam uso racional deste recurso. A irrigação por gotejamento é reconhecidamente a maneira mais eficiente de aplicação de água às plantas.

Neste contexto, a irrigação sendo uma importante atividade econômica para essa região, o presente trabalho teve o objetivo de monitorar a qualidade e a disponibilidade de água ao longo do Córrego do Coqueiro para fins de irrigação, visando avaliar às condições dos recursos hídricos para o uso sustentável desse recurso.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Bacias hidrográficas

Existem várias definições para o conceito de bacias hidrográficas. Segundo Barrella (2001), a bacia hidrográfica é definida como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático.

Já para Brigante e Espíndola (2003, p. 1), a bacia hidrográfica corresponde a uma determinada área da superfície terrestre, cujos limites são criados pelo próprio escoamento das águas sobre a superfície. Para Lima e Zakia (2000), bacias hidrográficas, são sistemas abertos, que recebem energia através de agentes climáticos e perdem energia através do deflúvio.

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas (forma, relevo, área, geologia, rede de drenagem, solo, etc.) e do tipo da cobertura vegetal existente. Assim, as características físicas e bióticas de uma bacia possuem importante papel nos processos do ciclo hidrológico, influenciando, dentre outros, a infiltração e quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração, os escoamentos superficial e sub superficial (TEODORO et al., 2007).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, incorpora princípios e normas para a gestão de recursos hídricos adotando a definição de bacias hidrográficas como unidade de estudo e gestão. Assim, é de grande importância para gestores e pesquisadores a compreensão do conceito de bacia hidrográfica (TEODORO et al., 2007).

Além disso, a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades. O problema da gestão de bacias hidrográficas surge principalmente por causa do uso das terras do entorno dos cursos d'água que formam as microbacias, pois nelas ocorre a implantação de projetos que não oferecem a mínima atenção à conservação desses recursos.

De acordo com Leite et al. (1995), o monitoramento de um recurso hídrico tem como objetivos gerais, o acompanhamento das alterações da sua qualidade, a

elaboração de previsões de comportamento, o desenvolvimento de instrumentos de gestão, bem como a obtenção de subsídios para as medidas saneadoras que sejam necessárias.

2.2. Degradação de bacias hidrográficas

Os vastos recursos hídricos do Brasil têm grande significado ecológico, econômico e social. O gerenciamento, conservação e recuperação desses sistemas são de importância fundamental para os reflexos na economia, na área social e nos usos dos sistemas aquáticos (TUNDISI et al., 2006).

Através dos séculos, a complexidade dos usos múltiplos da água pelo homem aumentou e produziu enorme conjunto de degradação e poluição. Por outro lado, os usos múltiplos excessivos e as retiradas permanentes para diversas finalidades têm diminuído consideravelmente a disponibilidade de água e produzido inúmeros problemas de escassez em muitas regiões e países (TUNDISI, 2003).

Todos os ecossistemas aquáticos continentais estão submetidos a um conjunto de impactos resultantes das atividades humanas e dos usos múltiplos das bacias hidrográficas; a medida que os usos múltiplos aumentam e se diversificam, mais complexos se tornam os impactos e mais difícil a solução dos problemas a eles relacionados (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008. p. 506).

Segundo esses autores, os efeitos produzidos por esses impactos são: eutrofização, aumento da turbidez e material em suspensão, perda da diversidade biológica, alterações no ciclo hidrológico e no nível de água, mudanças nas cadeias alimentares e toxicidade. Consequentemente, prejudicando o uso na irrigação e também, os demais usos da água.

A degradação das bacias hidrográficas pode ser caracterizada como qualquer alteração artificial e acelerada, nas características físicas, químicas e biológicas da mesma, podendo resultar em modificações na geomorfologia, biodiversidade e aspectos quantitativos e qualitativos dos cursos d'água (VANZELA, 2004).

Lima (2006, p. 35-36) e Moro (2005, p. 9-10) comentam que existem várias práticas que podem prejudicar a sustentabilidade dos recursos hídricos, podendo ser identificadas em diferentes escalas. Na escala da propriedade rural, ações como compactação, destruição de matéria orgânica e dos microrganismos do solo podem

ser citadas como ações de manejo inadequado, que podem dificultar a entrada da água no solo, considerado como um dos mais importantes fatores da manutenção dos recursos hídricos. Outros indicadores podem ser observados, entre eles o traçado de estradas que contribuem para a geração de processos erosivos, ao não levar em conta o princípio das áreas ripárias, que degradam tanto o potencial produtivo do solo como a qualidade da água. Por último deve-se levar em conta, por exemplo, o balanço hídrico, que quantifica a própria disponibilidade natural de água (FREIXÊDAS, 2007).

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica também é afetado por ações antrópicas, uma vez que, ao intervir no meio natural, o homem acaba interferindo nos processos do ciclo hidrológico (TONELLO et al., 2009).

A poluição das águas origina-se de várias fontes, dentre as quais se destacam, os efluentes domésticos e industriais (cargas pontuais) e o deflúvio superficial urbano e agrícola (cargas difusas) que, por sua vez, está associado ao tipo de uso e ocupação do solo (POLETO et al., 2004).

O monitoramento sistemático de um manancial também está previsto em legislação específica. De acordo com o Artigo 14 da Lei 9.034/94 do Plano Estadual dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, quando uma microbacia for considerada crítica deverá haver 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 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 (MOLINA, 2006).

Medidas de controle de mananciais devem ser tomadas tendo em vista os aspectos de quantidade e qualidade das águas. A bacia hidrográfica surge, então, como a unidade a ser considerada quando se deseja a preservação de recursos hídricos, uma vez que o volume e a qualidade da água de um manancial dependerão dos seus tributários e, conseqüentemente, das ações desenvolvidas em torno da bacia (MOTA, 1995).

A regeneração e recuperação de rios devem possuir uma base científica

construída a partir de um banco de dados em que séries temporais e espaciais, possibilitam promover cenários, analisar tendências, recuperar as bacias hidrográficas e a qualidade das águas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, p. 355).

2.3. Uso da água na irrigação

Hoje em dia, mais do que nunca, a água é essencial ao homem, pois é utilizada nas casas, nas fábricas, em plantações, entre tantas outras atividades. A maior parte do consumo de água deve-se à agricultura irrigada. Calcula-se que esta atividade utiliza mais de 70% da água doce disponível no planeta (SETTI et al., 2000). No entanto, a irrigação sendo responsável pelo maior consumo das águas mundiais, ajudou a alimentar milhões de pessoas, e continua a fazê-lo (CLARKE; KING, 2005).

Embora seja a atividade econômica que mais consome água, a suficiência mundial de produção de alimentos, depende da agricultura irrigada, porque embora esta ocupe somente 16% da área produtiva, é responsável por 40% da produção total de alimentos (ITURRI, 1999, citado por SETTI et al., 2000).

É recente a percepção de que os recursos naturais não são inesgotáveis e que o desenvolvimento econômico deve harmonizar-se com o meio ambiente, sob pena de vários riscos para a sobrevivência do ser humano. Essa possibilidade é particularmente grave no que diz respeito aos recursos hídricos (ROMITELLI; PATERNIANI, 2007).

O Brasil, apesar de ser um país com abundância em recursos hídricos, possui algumas regiões que já sofrem com a escassez hídrica, tanto pela quantidade quanto pela deterioração da qualidade, devido à ausência de saneamento e o lançamento de efluentes domésticos e industriais, sem qualquer tratamento, na maioria dos corpos d'água.

O consumo de água nas atividades humanas varia entre diversas regiões e países. Os vários usos múltiplos da água e as permanentes necessidades de água para fazer frente ao crescimento populacional e as demandas industriais e agrícolas tem gerado permanente pressão sobre os recursos hídricos superficiais (TUNDISI, 2003, p. 29). Segundo esse mesmo autor, no início da década de 60 houve

considerável acréscimo no uso da água na agricultura, principalmente para a irrigação, e também outras atividades, como na produção de aves e suínos e dessedentação animal.

Segundo Paz et al. (2000) a expansão da agricultura irrigada se tornará uma questão preocupante, devido ao elevado consumo e às restrições de disponibilidade de água. Avaliando-se a necessidade de água dos cultivos, em termos médios, é possível verificar-se que, para produzir uma tonelada de grão, são utilizadas mil toneladas de água, sem se considerar a ineficiência dos métodos e sistemas de irrigação e o seu manejo inadequado; avaliações de projetos de irrigação em todo o mundo indicam que mais da metade da água derivada para irrigação se perde antes de alcançar a zona radicular dos cultivos.

De acordo com Ayers e Westcot (1991), a agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água. No entanto, o aspecto qualidade tem sido desprezado devido ao fato de que no passado as fontes de água, no geral, eram abundantes, de boa qualidade e de fácil utilização. Esta situação, todavia, está se alterando em muitas localidades. O uso intensivo de praticamente todas as águas de boa qualidade implica, tanto para os projetos novos como para os antigos que requerem águas adicionais, em ter que se recorrer às águas de qualidade inferior.

De acordo com Plano Estadual de Recursos Hídricos na Bacia do Rio São José dos Dourados, a área irrigada no ano de 2004 era de 3.144 ha e a estimativa para o ano de 2007 era de 3.523 ha, apresentando um aumento de 12,05%. Já para o consumo de água em 2004 era de 1,57 m³/s passando para 1,76 m³/s, proporcionando um aumento de 12,10% em 2007. A demanda de água para a irrigação do São José dos Dourados corresponde a um total de 68,3% e para o setor urbano e industrial, corresponde a 19,5 e 12,2% respectivamente. (SÃO PAULO, 2006)

2.4. Qualidade da água para a irrigação

Durante o ciclo hidrológico, a água sofre alterações na qualidade. Isso ocorre nas condições naturais, em razão das inter-relações do meio ambiente com os recursos hídricos, mas as alterações mais intensas decorrem do uso da água para suprimento das demandas dos núcleos urbanos, das indústrias, da agricultura e das

alterações do solo urbano e rural (BARTH, 1987, p. 2).

A qualidade da água de um manancial, além dos seus usos, depende das atividades que se desenvolvem em suas margens. Pode-se dizer que, a mesma está intimamente relacionada com o uso que se faz do solo em seu redor (MOTA, 1995, p. 1).

A água natural contém um grande número de substâncias dissolvidas, o que lhe confere uma natureza química bastante complexa. A origem das substâncias químicas e dos elementos que se encontram dissolvidos nas águas de ecossistemas aquáticos interiores, corresponde à geoquímica do solo e das rochas das bacias hidrográficas que os drenam para rios e lagos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, p. 96)

A água utilizada na irrigação pode ser proveniente de riacho, rio, açude ou de aquíferos subterrâneos. O conceito de qualidade da água refere-se as suas características que podem afetar sua adaptabilidade para uso específico, ou seja, a relação entre a qualidade da água e as necessidades do usuário (AYERS; WESTCOT, 1991, p.1).

A qualidade da água é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do curso de água (PETERS; MEYBECK, 2000). De acordo com Lima (2001), a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema.

Águas de irrigação contaminadas são prejudiciais à humanidade, pois através delas são veiculadas doenças (contaminação biológica e/ou química) ou substâncias que degradam o solo, resultando em baixas produtividades agrícolas (GUEYI et al., 2004, p. 332). Ainda para esses mesmos autores, uma mesma qualidade de água pode ser considerada perfeitamente adequada para certo tipo de solo ou cultura, mas ser inadequada para outros.

A qualidade da água para a irrigação está relacionada com a operação do equipamento utilizado no sistema adotado. Pela análise da água é possível saber se a água utilizada pode danificar o sistema de irrigação ou não. Um exemplo é a corrosão e a incrustação que são prejudiciais aos equipamentos de irrigação e por esse motivo a análise da água pode definir o material de fabricação dos equipamentos e o sistema de irrigação utilizado (TELLES; DOMINGUES, 2006, p. 360).

Nakayma e Bucks (1986, p. 142-143) relataram que as variáveis físicas,

químicas e biológicas que estão relacionadas com risco de obstrução segundo a qualidade da água de irrigação, são: os sólidos suspensos e dissolvidos, pH, ferro total e população de bactérias.

2.4.1 Classes da água

Para se definir a qualidade das águas dos mananciais é necessário enquadrá-las em classes, considerando seus usos (VON SPERLING, 1996). O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu por meio das resoluções nº 20 de 18 de junho de 1986 e a nº 357 de 17 de março de 2005 a classificação das águas e seus respectivos padrões de qualidade (BRASIL, 1986; BRASIL, 2005). Classificam as águas em Classes, dividindo-as em doces (salinidade < 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05% e 3%) e salinas (salinidade > 3%), obtendo-se, assim, as possibilidades dos usos preponderantes no corpo d'água ou em um trecho dele. As águas doces se dividem em cinco classes:

Classe Especial

- a) ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

Classe 1 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
- 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) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas á alimentação humana.

Classe 2 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;

e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

Classe 3 - águas destinadas:

- a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à dessedentação de animais.

Classe 4 - águas destinadas:

- a) à navegação;
- b) à harmonia paisagística;
- c) aos usos menos exigentes

2.4.2. Parâmetros físicos

2.4.2.1. Sólidos

Em saneamento, sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (SÃO PAULO, 2001).

O solo, sem cobertura vegetal adequada, além de provocar um maior escoamento de águas das chuvas e diminuir a infiltração, é um dos fatores que mais contribuem para que as partículas superficiais do solo sejam desagregadas, transportadas pela água das chuvas e sedimentadas em grandes quantidades nos mananciais e cursos d'água, provocando assoreamento e diminuição da calha de escoamento (SOUZA et al., 2009).

A alta taxa de transporte de sedimentos do sistema terrestre para o aquático, durante período de intensa precipitação, pode estar relacionada a desmatamento ou práticas agrícolas ao redor de lagos, represas e rios. Esse pulso de sedimento causa também alterações no sistema aquático, interferindo nos processos ecológicos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, p. 295).

Os sólidos presentes em um corpo hídrico podem causar danos à vida aquática quando ocorre a sedimentação ou retenção de bactérias e resíduos no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos aos peixes. Além disso,

altos teores de sais minerais como sulfato e cloreto estão associados a corrosão em sistemas de distribuição e ao sabor na água (SÃO PAULO, 2001).

Segundo Von Sperling (1996, p. 63) os sólidos presentes na água, 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).

A quantidade e a natureza da matéria dissolvida e não dissolvida que ocorre no meio líquido varia grandemente, de acordo com Lima (2001). Nas águas potáveis, a maior parte da matéria está na forma dissolvida e consiste principalmente de sais inorgânicos, pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos.

Os sólidos suspensos (areia, silte, microorganismos, restos de animais e vegetais) com diâmetro superior a 10 μm , em altas concentrações constituem-se em um dos principais problemas, pois podem ocasionar obstrução dos orifícios em sistema de irrigação localizada (NAKAYAMA; BUCKS, 1986). Segundo esses autores, quando a água de irrigação apresenta valores acima de 50 mg L^{-1} de sólidos suspensos e 500 mg L^{-1} de sólidos dissolvidos, pode ocorrer danos moderados ao sistema de irrigação localizada, com o entupimento de emissores.

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, p. 142-143).

2.4.2.2. Descarga Sólida Total

A erosão mecânica do solo é um fenômeno natural que envolve desprendimento, transporte e deposição de partículas ao longo das encostas e cursos d'água, em um processo desencadeado pelo impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo (FERRAZ, 2006, p.157).

Segundo Castro (1992) o conhecimento da descarga sólida no rio é de fundamental importância para verificação de técnicas de conservação do solo e dimensionamento de obras hidráulicas.

A medida da carga sólida fluvial é a melhor maneira de avaliar a intensidade da erosão mecânica, porém é uma tarefa delicada, uma vez que a concentração de matéria em suspensão pode variar consideravelmente entre as margens, em razão da distância das margens e da profundidade (FERRAZ, 2006, p.157).

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 (VANZELA, 2004).

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.

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 de modificar ou deteriorar a qualidade da água, a fauna e a flora (CARVALHO et al., 2000), provoca o decréscimo da velocidade da água (CURI et al., 1993), resultando, também, em redução da disponibilidade hídrica.

De acordo com Vanzela (2004) a quantidade de sólidos que passam pela seção transversal de um curso de água em um intervalo de tempo, isto é, 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).

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 (VANZELA, 2004). 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.

2.4.2.3. Turbidez

A turbidez é causada pela presença de materiais em suspensão na água, tais como partículas insolúveis de solo, matéria orgânica e organismos microscópicos (MOTA, 1995). Um aumento sensível da turbidez ocorre quando há poluição por esgotos domésticos, assim como por vários tipos de despejos. A presença de partículas (silte, areias, etc.) em suspensão, causa um aumento de turbidez na água, podendo afetar a característica de um manancial devido à sedimentação deste material em suspensão no fundo, ocasionando soterramentos constantes dos organismos bentônicos e, até arrastando para o fundo, certos organismos que vivem em suspensão (BRANCO, 1978). Segundo esse mesmo autor, a precipitação dessas partículas perturba o ecossistema aquático, podendo ser de origem natural, não trazendo inconvenientes sanitários diretos, mas é esteticamente desagradável na água potável, e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos. É utilizado como parâmetro na caracterização de águas de abastecimento brutas e tratadas e no controle da operação das estações de tratamento de água.

Turbidez excessiva reduz a penetração da luz na água e com isso reduz a fotossíntese dos organismos do fitoplâncton (algas e vegetação submersa). Materiais que submergem, preenchem os espaços entre pedras e pedregulhos do fundo, podendo eliminar os locais de desovas de peixes e o habitat de muitos insetos aquáticos e outros invertebrados, afetando assim a produtividade de peixes (SÃO PAULO, 1978). Tal parâmetro tem sido largamente utilizado no estudo dos impactos humanos nos cursos d'água (aumento da carga de sólidos em suspensão) e dos impactos dos processos erosivos na dinâmica fluvial (GUIMARÃES SILVA et al., 2007).

Sendo assim, esse parâmetro 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, p. 88), que é de grande importância para a qualidade de água de irrigação. Segundo Resolução do CONAMA de Nº 357/2005 (BRASIL, 2005 para a águas de Classe 1 o permitido é de 40 unidades nefelométricas de turbidez; para as Classes 2 e 3, não devem exceder 100 unidades nefelométricas.

2.4.2.4. Temperatura

A temperatura desempenha um principal papel de controle no meio aquático. Este é um importante fator ecológico, tanto pela influencia direta que pode exercer sobre vários tipos de organismos como pela relação existente entre ele e o teor de gases dissolvidos. A concentração de oxigênio na água, a 30°C é aproximadamente a metade da que pode existir a 0°C, considerando à pressão normal (MORAES, 2001, p. 26-27)

A introdução de despejos em uma massa d'água pode afetar de diferentes maneiras as suas características térmicas: a primeira, diz respeito ao aumento da quantidade em solução ou em suspensão que, pode reduzir a penetrabilidade das radiações, elevando a temperatura das camadas superficiais. Os próprios fenômenos de oxidação biológica da matéria orgânica podem causar a elevação de temperatura em áreas localizadas, sendo frequente a observação de um sensível aquecimento do fundo, nos rios em cujo leito se deposita quantidades apreciáveis de lodo de esgoto ou mesmo material proveniente da queda de folhas (BRANCO, 1978).

A elevação da temperatura da água, dentro de certos limites, aumenta a atividade metabólica de organismos tais como peixes, bactérias, entre outros, causando maior consumo de oxigênio e afetando, assim, duplamente, a respiração aeróbia aquática (BRANCO, 1978). Esse aumento provoca uma diminuição na capacidade da água de dissolver e reter o oxigênio. Além disso, a elevação da temperatura pode provocar o aumento da ação tóxica de muitos elementos e compostos químicos presentes na água. Esta tem sido a razão pela qual há uma maior mortandade de peixes em águas poluídas durante o verão do que no inverno (MOTA, 1995, p. 46). E ainda, é utilizada na caracterização de corpos d'água e águas residuárias brutas (VON SPERLING, 1996, p. 25).

2.4.3. Parâmetros Químicos

2.4.3.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) é um valor que representa a concentração de íons de hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 1996, p. 26). Podem ser de origem natural através da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese. Pode ter origem antropogênica, através de despejos domésticos (oxidação da matéria orgânica) e despejos industriais (lavagem ácida de tanques).

Segundo Lima (2001), o pH da grande maioria dos corpos d'água varia entre 6 e 8. Ecossistemas que apresentam valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone. Nesses ecossistemas, são encontradas altas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácido carbônico, formado, principalmente, pela atividade metabólica dos microorganismos aquáticos.

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, p. 143). Segundo Ayers e Westcot (1991, p. 113) o maior perigo das águas com valores anormais de pH está na deterioração do equipamento de irrigação, o qual deve ser cuidadosamente selecionado para utilizar estas águas.

2.4.3.2. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica determina a capacidade de a água conduzir a corrente elétrica. Quanto maior a concentração iônica de uma solução, maior será a condutividade elétrica, constituindo uma das variáveis mais importantes em Limnologia, visto que pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como sobre fenômenos importantes que ocorram na sua bacia de drenagem (ESTEVES, 1998, p. 263).

Segundo Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008, p. 107) a condutividade elétrica é um indicador da salinidade resultante da concentração de sais, ácidos e bases, e de acordo com Ayers e Westcot (1991, p. 2) os sais presentes na água, originam-se

da dissolução ou intemperização das rochas e solos, incluindo a dissolução lenta do calcário, do gesso e de outros minerais.

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, p. 145).

Segundo a classificação proposta pelo U. S. Salinity Laboratory Staff - U. S. D. A. Agriculture Handbook nº 60 (BERNARDO, 1995, p. 95-96), o risco de salinização do solo pode ser: baixo (condutividade elétrica entre 0 a 0,25 dS m⁻¹ a 25°C), médio (condutividade elétrica entre 0,25 a 0,75 dS m⁻¹), alto (condutividade elétrica maior que 0,75 dS m⁻¹ a 2,25 dS.m⁻¹) e muito alto (condutividade elétrica entre 2,25 a 5 dS m⁻¹).

A análise desse parâmetro também permite verificar a influência direta e indireta das atividades desenvolvidas nas bacias sobre os recursos hídricos como lançamentos de efluentes domésticos e industriais, pois segundo Moraes (2001, p. 23), o resultado da poluição pode ser detectado pelo aumento da condutividade elétrica no curso d'água. A concentração iônica dos ecossistemas aquáticos é, portanto, um fator fundamental na distribuição de diferentes grupos de animais e plantas aquáticas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI 2008, p. 108).

2.4.3.3. Ferro Total

O ferro é um micronutriente e tem a sua origem na dissolução de compostos de rochas e solos, sendo um elemento abundante e encontrado nas águas naturais, superficiais e subterrâneas (ESTEVES, 1998, p. 278). O ferro existe sob a forma dissolvida (Fe⁺²) ou insolúvel (Fe⁺³), segundo (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008, p. 291).

Na região Sudeste do Brasil, frequentemente encontram-se águas que apresentam elevados teores de ferro total, elemento este que pode provocar sérios problemas de entupimento, principalmente quando presente em forma reduzida, podendo precipitar-se no interior das tubulações quando oxidado, favorecendo, ainda, o desenvolvimento de ferrobactérias (CORDEIRO, 2002).

O ferro constitui nutriente para algumas espécies bacterianas, principalmente do gênero *Crenotrix* e *Gallionella* que podem crescer no interior das redes de distribuição também conferindo cor, odor e sabor à água, além de possibilidade de

incrustações (LIBÂNIO, 2005, p.39). Nackayama e Bucks (1986, p. 146) também evidenciaram no sistema de irrigação a precipitação do ferro ocasionado pela presença de bactérias dos gêneros *Gallionella*, *Leptothrix*, *Crenothrix* e *Sphaerotilus*.

O ferro é constituinte natural do solo e das rochas encontrado nos minerais de silicatos das rochas ígneas sob a forma de diversos óxidos, tais como a magnetita, a hematita e a limonita. Os minerais sulfurados e carbonatados também são fontes importantes de ferro, tais como a pirita e a siderita. (DI BERNARDO, 1992).

Atualmente, o ferro 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, o 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 potencialidade do ferro em criar problemas de obstrução é mais difícil de avaliar devido ao fato de que, frequentemente, este elemento contribui para a formação de mucilagens produzidas pelas ferrobactérias. A concentração de ferro de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ deve ser considerada como a máxima permissível, porem quando se incluem os custos dos filtros, o valor prático é de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (AYERS; WESTCOT, 1991, p. 126)

2.4.3.4. Oxigênio Dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, embora não ofereça risco ao sistema de irrigação. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

O teor de oxigênio dissolvido na água é um indicador de suas condições de poluição por matéria orgânica. Assim, uma água não poluída (por matéria orgânica)

deve estar saturada de oxigênio. Por outro lado, teores baixos de oxigênio dissolvido podem indicar que houve uma intensa atividade bacteriana decompondo matéria orgânica lançada na água (MOTA, 1995, p.7). A resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2005) determina que em qualquer amostra coletada, os valores de oxigênio dissolvido para as água de Classe 2, utilizada na irrigação, não pode ser inferior a 5 mg.L⁻¹.

O oxigênio dissolvido é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, tem-se a condição anaeróbia, com geração de maus odores (VON SPERLING, 1996, p. 33).

2.4.3.5. Dureza Total

A quantidade de sal que as águas terrestres possuem pode variar muito, dependendo dos terrenos que tenham atravessado. Os sais mais comuns são: sulfatos, nitratos, cloretos e bicarbonatos de sódio, potássio, cálcio, ferro e magnésio. Águas que apresentam quantidades apreciáveis de sais de cálcio e magnésio são denominadas águas duras. Esses sais provocam uma reação, chamada de precipitação (DI BERNARDO et al., 2002, p. 31).

De acordo com esses autores, a dureza esta associada à incrustações em sistemas de água. Na maioria dos casos, a dureza é decorrente do cálcio associado ao bicarbonato, o qual se transforma em carbonato (pouco solúvel) pela elevação do pH.

Para Von Sperling (1996, p. 29) os cátions mais frequentemente associados à dureza são os cátions cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), proveniente de rochas calcárias, e em condições de supersaturação, esses cátions reagem com ânion na água, formando precipitados. Devido à maior precipitação em temperaturas elevadas, há maior incrustação em tubulações de água quente, caldeiras e aquecedores.

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 400 e 60 mg L⁻¹, respectivamente.

Segundo Coelho et al. (2002, p. 12) 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.

2.4.4. Parâmetros Biológicos

As bactérias usadas como indicadores de poluição da água por material fecal são os coliformes, os quais vivem normalmente no organismo humano, existindo em grande quantidade nas fezes. Embora não sendo, de um modo geral, patogênicas, a presença de bactérias do grupo coliforme na água indica que a mesma recebeu material fecal e pode, portanto, conter microrganismos patogênicos (MOTA, 1995, p. 8).

O problema dos coliformes na água da irrigação pode resultar em sérios problemas de saúde da população, ocasionadas pelas doenças de veiculação hídrica. De acordo com Tundisi (2003, p. 43), a falta de água de boa qualidade e ao saneamento resulta em milhões de casos de doenças de veiculação hídrica e mais de cinco milhões de mortes a cada ano.

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 isolada 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, p. 75).

O uso de coliforme como indicador de possíveis presenças de seres patogênicos de veiculação hídrica que possam estar associados às fezes é de fácil identificação e contagem em laboratório com poucos recursos. Ao contrário de um método analítico em que se procura identificar e quantificar cada um das espécies patogênicas presentes, o “teste de coliformes” procura apenas evidenciar quantitativamente a presença de certos microorganismos que, sendo de origem

intestinal, atestam a presença de fezes na água (BRANCO et al., 2006, p. 247).

A Resolução CONAMA de Nº20/86 (BRASIL, 1986) determina o número de coliformes fecais e totais, de acordo com classe de uso. A Classe 2 permite o número de 5000 coliformes totais em 100 ml de amostra e coliformes fecais um número de 1000 coliformes em 100 ml de amostra. Para se tornar inapta de uso, os limites devem ser excedidos em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais, colhida em qualquer mês.

2.5. Irrigação localizada

Os sistemas de irrigação localizada (gotejamento ou microaspersão) são importantes no cenário agrícola brasileiro com aplicações voltadas principalmente para a horticultura e fertirrigação (MATOS et al., 1999).

De acordo com Bernardo et al. (2005) a irrigação localizada, é denominada a aplicação da água no solo, numa zona restrita ao sistema radicular. Assim, somente uma porção da superfície do solo será molhada, o que diminui a evaporação direta da água do solo para a atmosfera, quando comparada com a irrigação por aspersão e por superfície, permitindo maior controle da água aplicada e maior eficiência de aplicação, se caracterizando pela baixa intensidade (1 a 160 L.h⁻¹) e pela alta frequência de aplicação (turno de rega de um a quatro dias).

Segundo Lopes (2006) tem-se verificado, ao longo dos anos, uma tendência crescente na adoção de sistemas localizados, em nível global. Isto pode ser creditado, além da facilidade de utilização do equipamento e da resposta das culturas a estes sistemas, à maior economia de água, energia e mão-de-obra.

A irrigação por gotejamento nada mais é do que a aplicação de água no solo diretamente sobre a zona radicular das culturas em pequenas quantidades, durante um longo período de tempo (BERNARDO, 1995).

Segundo Christofidis (2002), a incorporação de áreas irrigadas pelo método de irrigação localizada elevou de 112.730 ha em 1996 a 248.414 ha em 2001, resultando num crescimento relativo de 4,24% para 7,88% de toda a superfície irrigada no país para o período mencionado. A região Nordeste expandiu sua área coberta com sistemas de irrigação localizados de 55.000 a 138.400 ha no mesmo período. O estado da Bahia, no período compreendido entre os anos de 1996 e

2001, tornou-se o estado com maior área irrigada pelo método localizado, respondendo por 138.421 ha, seguido por Minas Gerais com 44.590 ha e São Paulo com 32.010 ha.

As perdas de água nos sistemas por microaspersão são, normalmente, maiores do que na irrigação por gotejamento. Isso ocorre devido à maior superfície molhada de solo e porque, na microaspersão, a água é lançada ao ar. Mesmo operando próximo à superfície do solo, os microaspersores têm sua uniformidade afetada significativamente pelo vento, resultando em arraste das gotas numa determinada direção (SILVA; SILVA, 2005).

No entanto, o gotejamento é desvantajoso devido à possibilidade de obstrução total ou parcial dos emissores; acúmulo de sais na periferia do bulbo molhado; e elevado custo inicial (SILVA JÚNIOR; MEDEIROS, 2007).

2.6. Obstrução dos emissores

Considerando a possibilidade de obstrução dos emissores, Hernandez e Petinari (1998) afirmam que a qualidade da água é fundamental para o desempenho dos emissores, devido principalmente, a pequena dimensão do orifício que pode ser obstruído pela presença de agentes físicos, químicos e/ou biológicos na água de irrigação.

De acordo com Ribeiro et al. (2005), para que o sistema apresente um bom desempenho, é necessário levar em consideração alguns fatores tais como: a qualidade da água, a presença de partículas inorgânicas (areia, limo e argila) e orgânicas (algas, sementes de ervas, insetos, bactérias, fungos, protozoários, etc.).

Em geral, as causas do entupimento de emissores podem ser divididas em três categorias: (1) por componentes físicos como areia e partículas de PVC; (2) por materiais biológicos e (3) por substâncias químicas precipitadas (FARIA et al. 2002).

O entupimento pode ser parcial (reduzindo a uniformidade de aplicação) ou total (interrompendo por completo o funcionamento do sistema), ambos causando sérios problemas às culturas, devido à deficiência hídrica. As obstruções provocam variação na vazão nos gotejadores e como consequência reduz a uniformidade de distribuição de água e também de fertilizantes, no caso de uso da fertirrigação (LOPES, 2006).

Uma consequência da obstrução é a redução na uniformidade de emissão, a qual reduz a eficiência de aplicação de água e ainda leva a uma perda de controle sobre o manejo da água, e em casos extremos inutilização do sistema (HERNANDEZ; PETINARI, 1998).

Para a minimização do entupimento, são sugeridas diversas técnicas na literatura, sendo a prática mais usual está a filtragem (NAKAYAMA; BUCKS, 1991). Segundo Adin e Sacks (1991), a filtragem é absolutamente essencial e previne o entupimento imediato por partículas relativamente grandes e com formas irregulares, ao passo que a modificação interna dos emissores e o pré-tratamento com oxidantes e floculantes reduzem a possibilidade de ocorrência do entupimento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização da Área de Estudo

Este trabalho foi desenvolvido na microbacia do Córrego do Coqueiro, com área de 180,2 km² e perímetro de 132,7 km, localizada na região noroeste do Estado de São Paulo, que abrange os municípios de Jales, Urânia, São Francisco, Palmeira d'Oeste e Dirce Reis, compreendendo uma área total de 1061 km² (Figura 1).

Esta microbacia é integrante da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Rio São José dos Dourados (UGRHI-18), tratando-se de um dos afluentes da margem direita, com 29,4 km de extensão da nascente até a foz deste rio e situando entre as coordenadas geográficas de 20° 15' 25" Sul e 50° 34' 44" Oeste e 20° 31' 45" Sul e 50° 44' 25" Oeste, com altitude entre 334 a 492 metros.

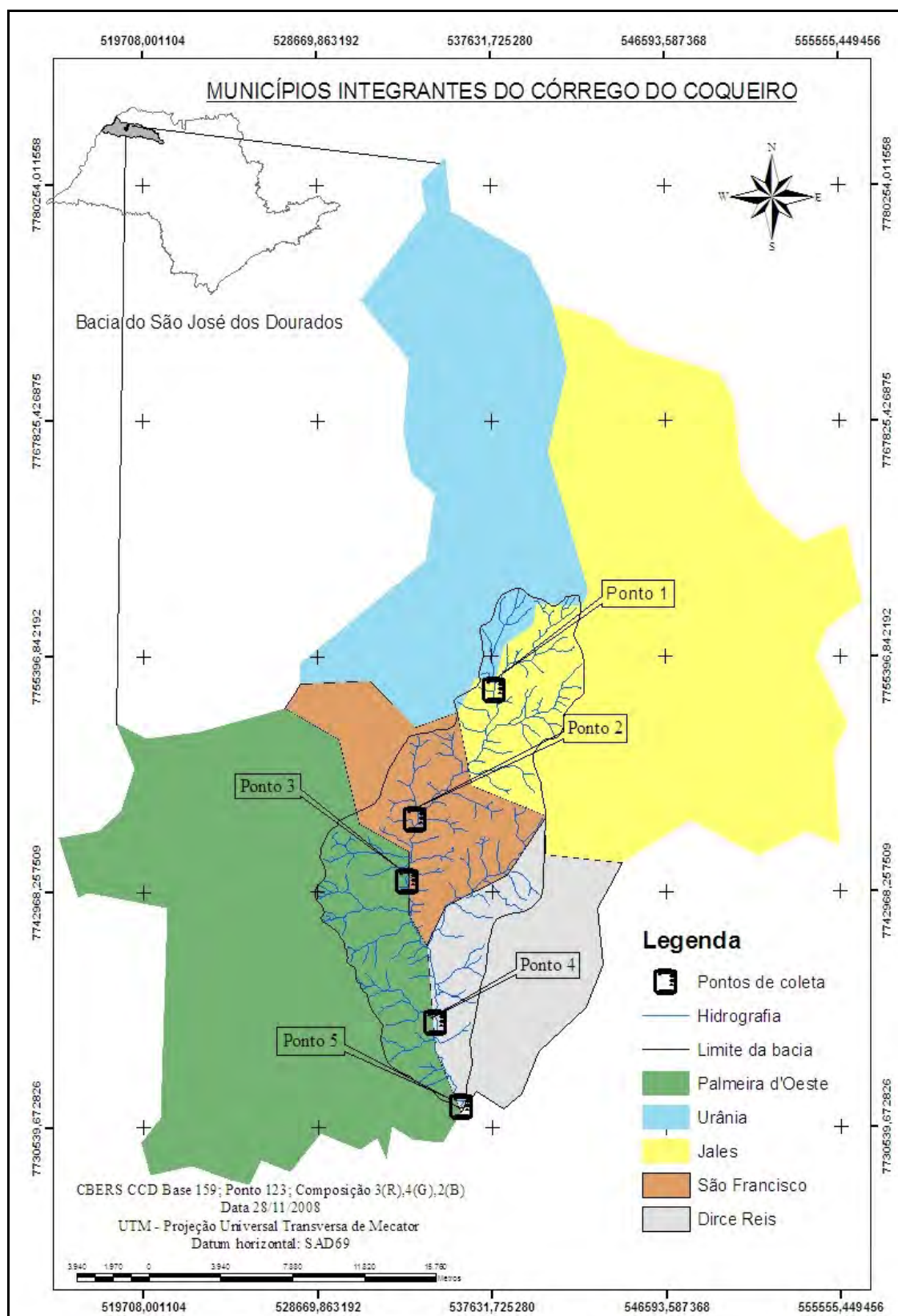


Figura 1. Localização do Córrego do Coqueiro nos municípios integrantes da bacia.

3.2. Características Sócio-econômicas

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE no Censo do ano 2000, em 60% da bacia do São José dos Dourados, não existe nenhum município com população superior a 50.000 habitantes, destacando-se o município de Jales, com 21,5 % da população total (BRASIL, 2000).

As principais fontes de renda destes municípios vêm das atividades primárias, como a pecuária e a fruticultura (principalmente, citros e uvas). Segundo Franco (2008), os municípios possuem a braquiária como a principal cultura e a maioria destas pastagens encontram-se degradadas devido ao manejo incorreto por parte dos pecuaristas que não adotam práticas conservacionistas de proteção ao solo.

3.3. Geologia, litoestratigrafia e caracterização da vegetação remanescente

A microbacia do Córrego do Coqueiro é uma sub bacia do Rio São José dos Dourados, inserida na Província do Planalto Ocidental, com relevo levemente ondulado, com caimento para oeste e altitudes inferiores a 600 metros (FRANCO, 2008).

Segundo o Comitê da Bacia do São José dos Dourados (2003, p.17), 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.

Os municípios de São Francisco e Dirce Reis se apresentam com criticidade média e os municípios de Urânia, Jales e Palmeira D'Oeste na categoria de criticidade alta em relação ao processo erosivo. Esses critérios foram desenvolvidos pelo Instituto de Pesquisa Tecnológico citado por São Paulo (2009, p.57) que estabeleceram um índice de criticidade dos municípios quanto aos processos erosivos, fundamentado a partir dos seguintes critérios: número de feições erosivas lineares em área urbana e total do município, percentagem de área urbana e área total do município e percentuais das áreas de suscetibilidade à erosão no município.

A vegetação originalmente predominante na bacia é caracterizada como floresta estacional (semidecidual e decidual), entretanto este tipo de vegetação está

todo fragmentado e degradado por estarem em áreas que passaram por grandes transformações econômicas (SÃO PAULO, 2009). Geralmente esses fragmentos estão localizados ao longo de cursos d'água e são considerados como floresta estacional semidecidual ribeirinha com influência fluvial sazonal (RODRIGUES, 2000), sendo 1,7% o valor médio de vegetação natural remanescente nos municípios por onde o Córrego do Coqueiro está contido.

Segundo a Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, na região noroeste do Estado de São Paulo restam apenas 3,3% de vegetação natural, disposta em pequenos fragmentos de 10 ha o que caracteriza como uma das mais degradadas áreas do Estado (SÃO PAULO, 2009).

Segundo Franco (2008) na microbacia do Córrego do Coqueiro existem dois fragmentos florestais remanescentes, a jusante (2,21 km²) e a montante (1,74 km²) do ponto 4 de monitoramento, ocupando 2,19 % da área total da bacia hidrográfica.

3.4. Tipos de usuários, finalidade e uso da água

De acordo com Feitosa et al. (2010) o Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) registra atualmente 85 pedidos de outorgas na microbacia do Córrego do Coqueiro havendo um aumento de 124% nos últimos 2 anos. Estas Outorgas representam 7,0% do total de 1214 pedidos protocolados atualmente na Bacia do Rio São José dos Dourados.

Quanto ao tipo de uso da água observa-se que a maior parte dos requerimentos de outorga referem-se a captação superficial, que representa 48,2 % das fontes de água. A classificação como reservação ou armazenamento de água em tanques escavados em sub superfície com abastecimento por lençol freático foi uma prática adotada e estimulada e representa 44,7% das outorgas, que somadas aos 7,1% classificados como barramentos, totalizam 51,8% das fontes de água, evidenciando a baixa disponibilidade hídrica da microbacia, comprovada pela necessidade de armazenamento para satisfazer as necessidades (Tabela 1).

Tabela 1. Tipos de usuários, finalidade de uso e os tipos de uso da água do Córrego do Coqueiro.

Tipo de usuário	Número	Frequência (%)
Irrigante	22	25,9
Uso comunitário	32	37,6
Uso Rural	5	5,9
Público	5	5,9
Pecuarista	21	24,7
Finalidade de uso	Número	Frequência (%)
Irrigação	46	54,1
Combate a erosão	5	5,9
Regularização de vazão (Barragem)	16	18,8
Dessedentação	18	21,2
Tipo de uso	Número	Frequência (%)
Captação superficial	41	48,2
Reservação (tanques em sub-superfície)	38	44,7
Barramento	6	7,1

Fonte: São Paulo (2010)

A maior parte dos pedidos de outorga do uso da água na Microbacia do Córrego do Coqueiro é destinada para a irrigação, representando 54,1%, seguido pelo uso na dessedentação animal (21,2%), regularização de vazão em forma de barragem (18,8%) e combate à erosão (5,9%).

Segundo Feitosa et al. (2010) visitas a campo evidenciam que o número real de irrigantes é muito superior ao encontrado no banco de dados do DAEE, isto se justifica pelo fato de que muitos irrigantes, por falta de conhecimento ou de condições técnicas ou financeiras, ainda não efetuaram o pedido de outorga.

Ainda esses autores relatam que outro grande problema reside no fato de que boa parte desses irrigantes praticam a irrigação com baixíssimo nível técnico, utilizando assim sistemas que muitas vezes apresentam uma eficiência inferior ao desejável e baixo nível de manutenção dos sistemas, muitas vezes apresentando vazamentos. Levando-se em consideração o expressivo número de pedidos de outorga voltados para a irrigação, para melhorar a eficiência do uso da água no Córrego do Coqueiro, torna-se necessário melhorar a eficiência e o manejo da irrigação praticada pelos produtores.

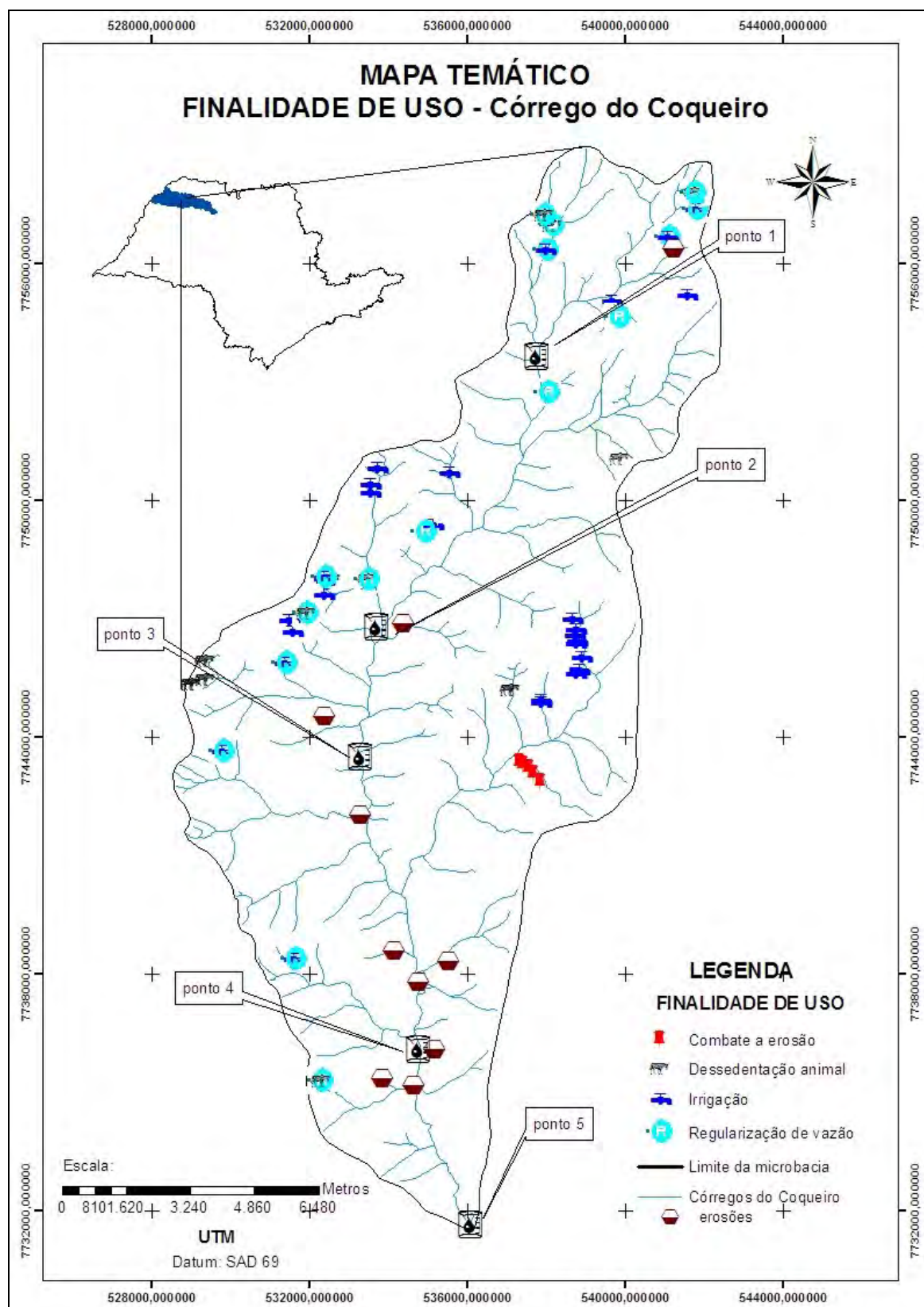


Figura 2. Finalidade de uso da água na Microbacia do Córrego do Coqueiro até março de 2010.

3.5. Clima

A classificação climática para a região, segundo Köeppen, é o subtropical úmido, Cwa, com inverno seco e ameno e verão quente e chuvoso (PEREIRA et al., 2002). A informação de precipitação acumulada entre as amostragens de água é procedente do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas do município de Jales (CIIAGRO, 2009).

Em função das condições climáticas da bacia hidrográfica do Rio São José (inverno ameno e seco e verão quente e chuvoso) torna-se imprescindível a utilização da irrigação para garantir altas produtividades com qualidade, possibilitando inclusive, colheitas fora da época normal (VANZELA, 2004).

3.6. Área e perímetro da microbacia

Foram realizadas com o auxílio do *software* de sistema de informação geográfica ILWIS 3.4 e 3.7 através da imagem CBERS CCD Base 159; ponto 123; Composição 3 (infravermelho), 4 (verde), 2 (azul), data de passagem 28 de novembro de 2008, obtida do Catálogo de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Com esse programa foi possível à construção da rede hidrográfica através do processo de vetorização, com as delimitações da bacia e sub bacias. Depois desta etapa tem a obtenção de um arquivo de polígonos, e a partir dessas informações obtém os dados de área e perímetro da bacia e das sub bacias dos pontos de amostragem.

Através do *software* Arc Gis[®] 9.0 disponível no Núcleo de Computação do Laboratório de Hidráulica e Irrigação da UNESP Ilha Solteira, foram elaborados mapas temáticos, onde os valores médios das variáveis da qualidade da água de cada ponto de amostragem são apresentados, obtendo-se assim a distribuição espacial dos valores médios.

3.7. Localização dos pontos de avaliação

Na Figura 3 está representados a distribuição dos pontos de amostragem, a hidrografia, a delimitação da bacia hidrográfica do Córrego do Coqueiro.

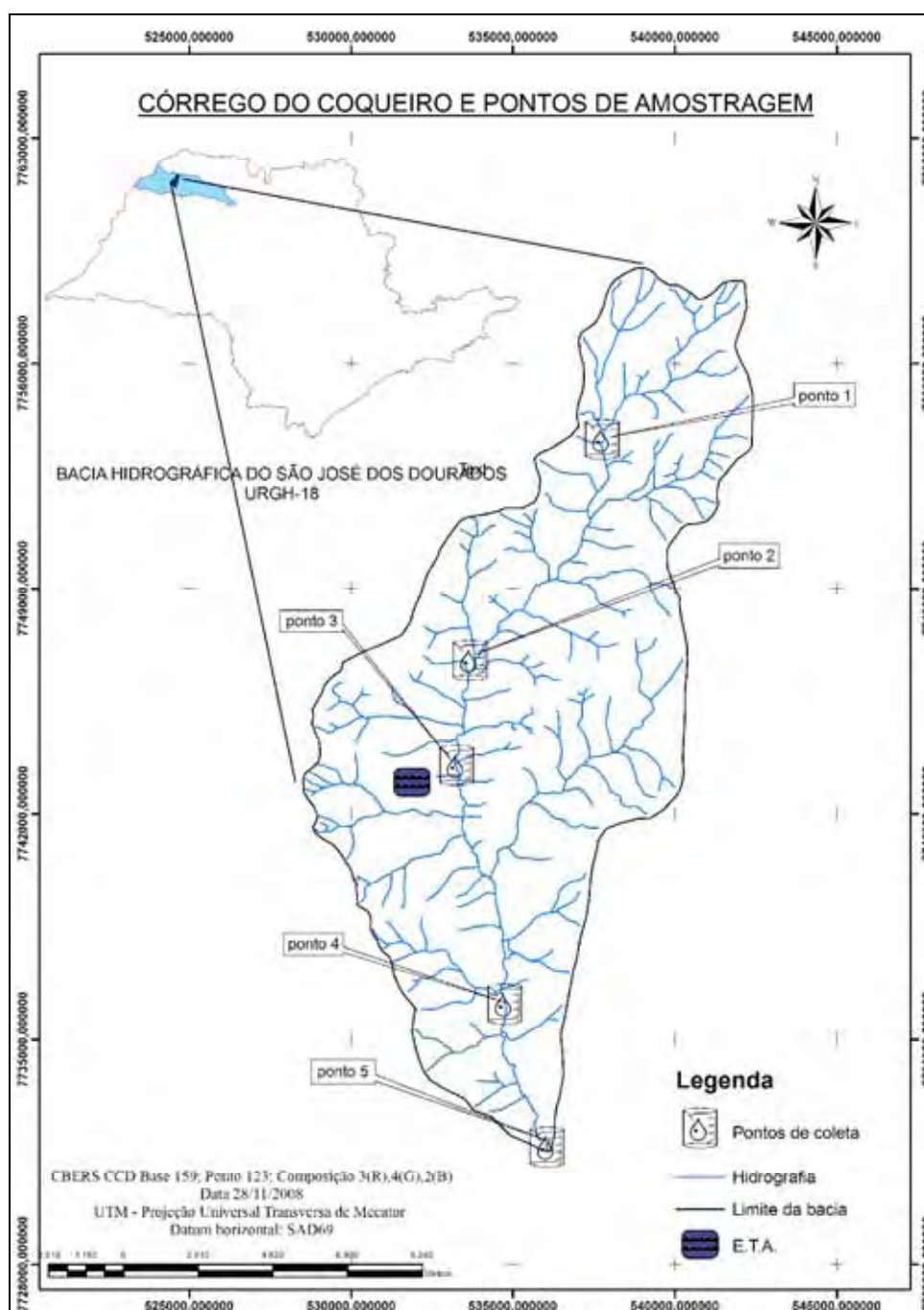


Figura 3. Mapa de localização dos pontos de amostragem e limite da microbacia.

Ao longo da calha principal do Córrego do Coqueiro foram georreferenciados com auxílio de um GPS, cinco pontos de coleta de água e nestes mesmos pontos foram realizadas às medições de vazão e coleta da água. As quais foram realizadas em intervalos de aproximadamente um mês entre o período de 10/01/2007 a 09/12/2009.

Devido a metodologia utilizada para a medição da vazão, quando o volume de água extrapolasse a calha do manancial, não executaria a medição da vazão, sendo assim, no ponto 1 foram 30 medições da vazão, ponto 2 e 3 foram 29 respectivamente, ponto 4 foram 25 medições e ponto 5 um total de 20 medições da vazão.

3.7.1. Ponto 1

Este ponto de coleta localizado próximo à rodovia Dr. Euphly Jalles (SP 563) que dá acesso à cidade de Jales, possui coordenadas geográficas de 20° 18' 53.7" Sul e 50°38'17.7" Oeste (Figura 4 e 5). Fica localizado a 6,0 km da nascente, com área de 19,4 km² e perímetro de 18,3 km, passando por pequenas propriedades rurais que abrangem os municípios de Jales e Urânia. Neste local observam-se ausência de matas ciliares e pastagens degradadas.



Figura 4. Rodovia de acesso a Jales e ponto 1 de amostragem.

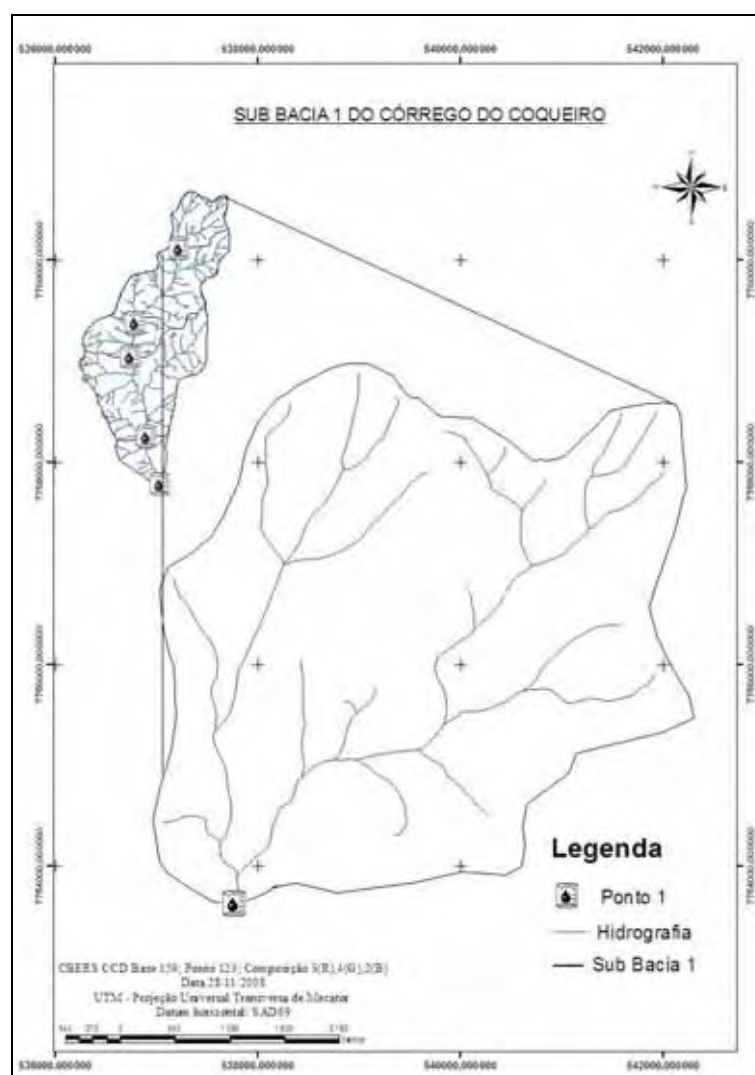


Figura 5. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 1.

3.7.2. Ponto 2

Este ponto está próximo ao trevo de acesso a cidade de São Francisco, com coordenadas geográficas 20° 22' 40.4" Sul e 50°40'39.2 Oeste. Está localizado a 14,1 km da nascente, com uma área de 68,5 km² e perímetro de 52,2 km, com trecho de pequenas e grandes propriedades agrícolas, e predomínio de pecuária extensiva; neste segmento também se observam ausência de matas ciliares, manejo inadequado do solo, ausência de curvas de nível em vários trechos, principalmente próximo ao ponto de amostragem e pastagens degradadas (Figuras 6 e 7).



Figura 6. Ponto 2 de amostragem próximo ao município de São Francisco.

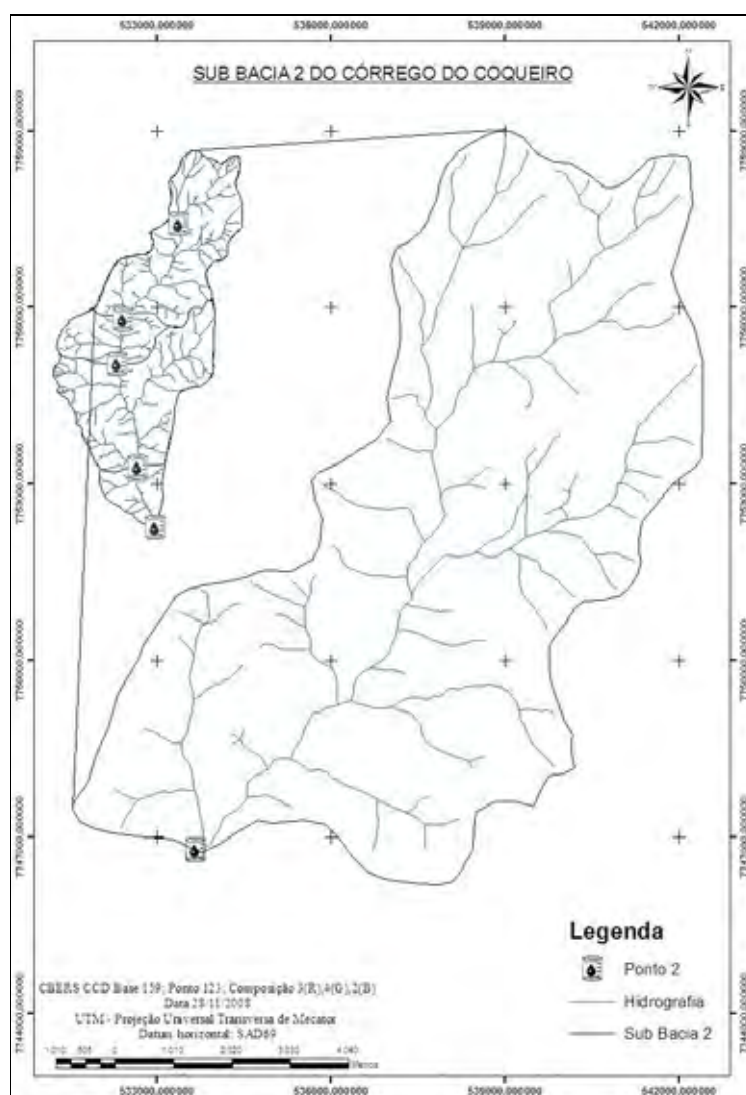


Figura 7. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub-bacia do ponto 2.

3.7.3. Ponto 3

O ponto 3, localizado no município de Palmeira d'Oeste, com coordenadas geográficas 20°24'28.2" Sul e 50°40'52.2" Oeste, está a 17,4 km da nascente, com área de 89,7 km² e perímetro de 74,1 km, possui pequenas e médias propriedades, com pastagens degradadas e ausência de conservação do solo (Figura 8).

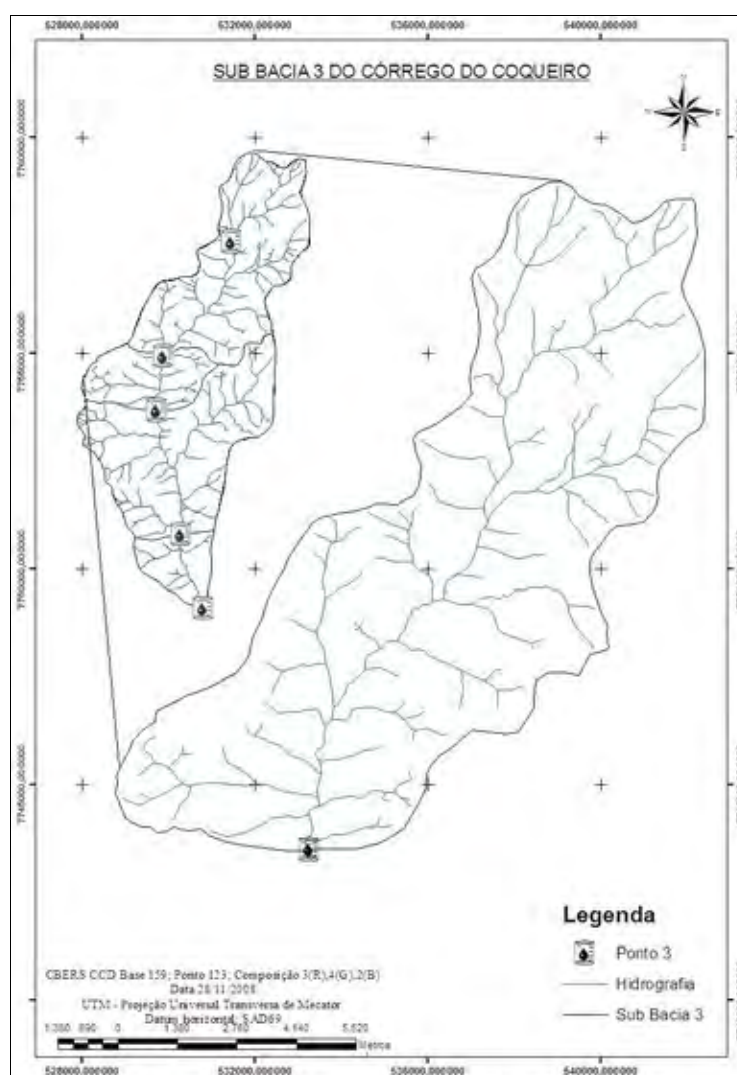


Figura 8. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 3.

Este ponto está à montante da Estação de Tratamento de Água (ETA) da SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), que trata a água superficial e abastece os municípios de Palmeira d'Oeste e Marinópolis (Figura 3).

Neste trecho há presença de matas ciliares, entretanto essa área de preservação permanente (APP) não corresponde aos 30 metros determinado pela Legislação (Figura 9).



Figura 9. Ponto 3 de amostragem próximo ao Estação de Tratamento de água.

3.7.4. Ponto 4

O ponto 4 está localizado no município de Dirce Reis, com coordenadas geográficas 20° 28'24.7" Sul e 50°40'00,1" Oeste, distância de 24,6 km da nascente, com área de 164,7 km² e perímetro de 115,1 km. (Figura 10).

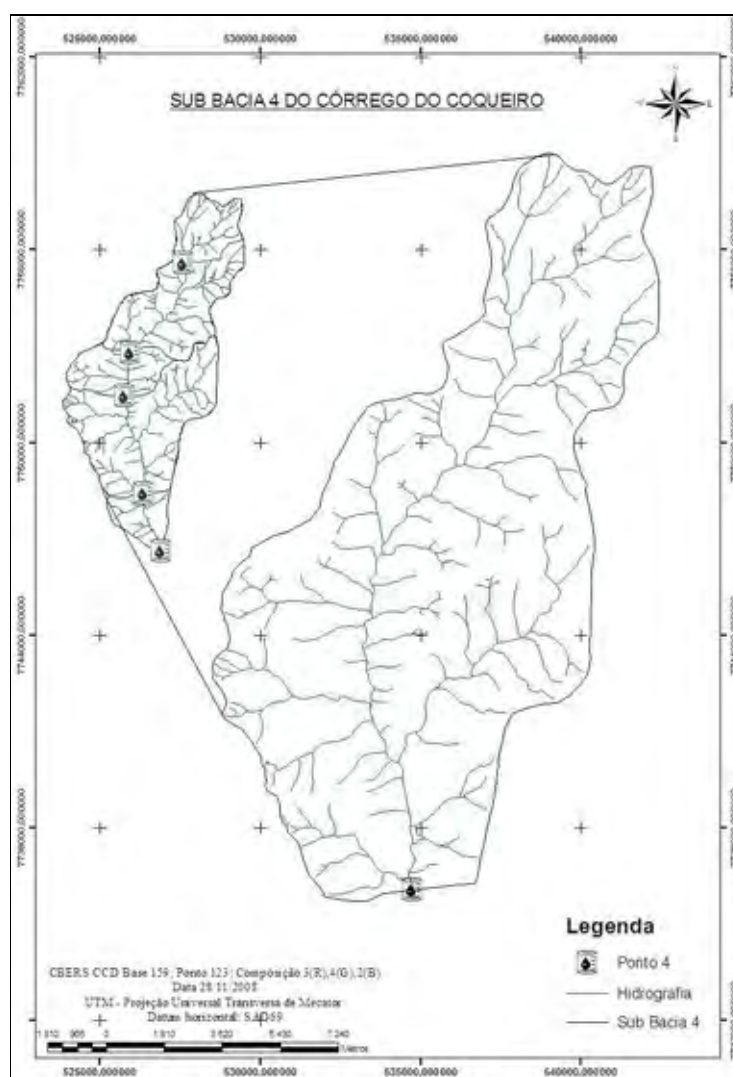


Figura 10. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 4.

Este ponto localiza-se em área com predomínio de pecuária extensiva com dessedentação animal em alguns trechos e presença de matar ciliar, entretanto a área de preservação permanente é menor que 30 metros (Figura 11).



Figura 11. Ponto 4 de amostragem próximo ao município de Dirce Reis e medição da vazão.

3.7.5. Ponto 5

O Ponto 5 está localizado próximo a foz da microbacia e no município de Dirce Reis, com coordenadas geográficas 20°30'48,9" Sul e 50°39'14,7" Oeste. Com distância de 29,4 km da nascente, com área de 180,2 km² e perímetro de 132,7 km. O trecho possui pequenas e médias propriedades rurais e o uso da água é para dessedentação animal (Figuras 12 e 13).

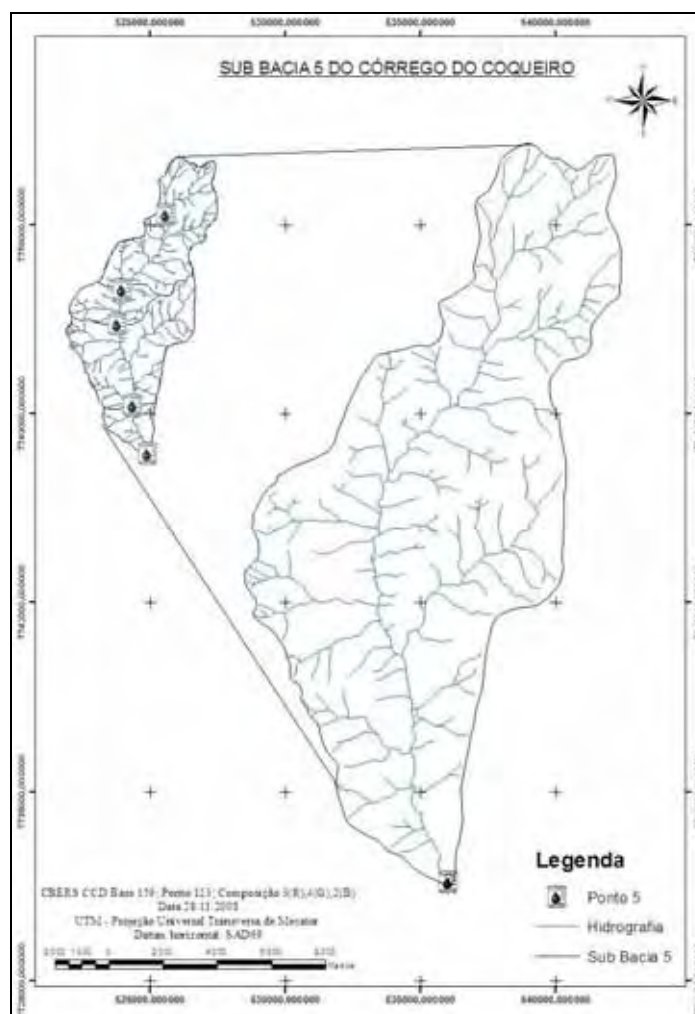


Figura 12. Mapa de localização, hidrografia e limite da sub bacia do ponto 5.



Figura 13. Ponto 5 de amostragem coleta da água e medição da vazão.

3.8. Coleta e análise da água

Na Tabela 2 é apresentada a síntese das variáveis analisadas, o método empregado em cada análise e os equipamentos utilizados.

As variáveis físicas, químicas e biológicas da qualidade da água avaliados foram: sólidos (totais, dissolvidos e suspensos), turbidez, pH, dureza total, cálcio, magnésio, ferro total, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, coliformes fecais e totais. As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno de dois litros higienizadas e lavadas com água destilada. Após a coleta da água, as garrafas foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo, sendo posteriormente levadas ao Laboratório de Hidráulica e Irrigação da UNESP Ilha Solteira.

A análise do oxigênio dissolvido foi realizada em duas etapas. Na primeira foi executada a coleta da água em campo por meio de uma garrafa de Van Dorn e adição dos reagentes (sulfato de manganês e ázida sódica) para a complexação do oxigênio, como forma de se evitar a desoxigenação durante o transporte; a outra etapa ocorreu em laboratório com o método de Winkler modificado.

A temperatura da água foi determinada no próprio local de amostragem, por leitura direta em termômetro digital da marca AllaBrasil.

A análise dos sólidos dissolvidos totais e suspensos foi realizada de acordo com o método gravimétrico. Para o pH, turbidez e condutividade elétrica utilizou-se de equipamentos específicos para cada tipo de análise as quais foram realizadas com no máximo 12 horas após a coleta da água. A dureza total, cálcio e magnésio foram determinados por titulação e realizados no dia seguinte após a coleta da água no campo.

A variável biológica, coliformes fecais e totais foi efetuada pela análise bacteriológica com o uso do Ecolit, procedimento de análise - V124 (HERMES; SILVA, 2004; ALFAKIT, 2007), em estufa a 36°- 37° C, por 15 horas em que foi realizada contagem dos coliformes atribuindo o NMP/100 ml da amostra. O controle de qualidade de água obedece a Resolução nº 20/1986 para coliformes fecais e totais e para oxigênio dissolvido a Resolução 357/2005, classe 2, águas destinadas à irrigação de 2 hortaliças e plantas frutíferas (BRASIL, 2005).

Tabela 2. Síntese das metodologias e dos equipamentos utilizados nas análises de qualidade da água para a irrigação.

Variáveis	Métodos	Equipamentos	Referencias
Sólidos Totais Sólidos dissolvidos Sólidos suspensos	Gravimétrico (mg L ⁻¹)	Cápsula de porcelana, balança eletrônica de precisão JK-200 da YMC CO, estufa 305 SE da Fanem, dissegador e papel de filtro (poros de 28 µm)	Vanzela (2004)
Turbidez	Nefelométrico (NTU)	Turbidímetro 2020 La Motte	APHA (1998)
pH	Peagâmetro	Peagâmetro PHTEK	-
Condutividade elétrica	Eletrodo de platina µS.cm ⁻¹ a 25 °C	Condutivímetro Corning Pinnacle	APHA (1998)
Ferro Total	Colorimétrico ferroespectral (mg L ⁻¹)	Colorímetro Hach	-
Oxigênio Dissolvido	Winkler modificado, titulação (mg L ⁻¹)	Pipetas de 2 ml, garrafas de Van Dorn e bureta	Vanzela (2004)
Dureza Total Cálcio Magnésio	Titulação (mg L ⁻¹)	Bureta e pipetas	Vanzela (2004)
Coliformes Totais Coliformes Fecais	Contagem de bactéria (NMP/100 ml de amostra)	Procedimento de análise - V124, Kit microbiológico - ALFAKIT	Vanzela (2004)

3.9. Medição de vazão

As vazões foram medidas pelo método do molinete hidrométrico da marca Global Water, modelo FP101-FP201. As velocidades do fluxo 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:

$$Q = v_1.S_1 + v_2.S_2 + \dots + v_n.S_n \dots (1)$$

sendo:

Q - vazão do curso d'água (m³/s);

v₁ - velocidade do fluxo de água na seção molhada 1 (m/s);

S₁ - área da seção 1 (m²);

v₂ - velocidade do fluxo de água na seção molhada 2 (m/s);

S₂ - área da seção 2 (m²);

v_n - velocidade do fluxo de água na seção molhada n (m/s);

S_n - área da seção n (m²);

A velocidade do fluxo é determinada diretamente pelo molinete. As seções molhadas são determinadas por meio da medição do perfil transversal do canal, coletando-se as profundidades à espaçamentos regulares de uma margem a outra e digitalização em *software* AutoCAD, onde são calculadas as respectivas seções molhadas (Figura 14)



Figura 14. Medição de vazão utilizando o molinete hidrométrico, da marca Global Water, modelo Flow Probe FP101-FP201.

Em algumas coletas não foi possível a medição da vazão devido ao volume de água do manancial ultrapassar o dique marginal em dias de chuvas, impossibilitando a caracterização de um perfil adequado para medição de vazão (Figura 15).



Figura 15. Nível de água no ponto 5 dia 16/09/09 e a marca do nível de água.

3.10. Descarga Sólida Total

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

$$Q_{st} = q_{sl} \cdot L \cdot K + 0,0864 \cdot C_s \cdot Q_l \dots\dots(2)$$

sendo:

Q_{st} - descarga sólida total (t.dia⁻¹);

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

V - velocidade média do fluxo (m.s⁻¹);

L - largura da seção (m);

$K = 1,18 \sqrt{C_s/C_r}$ - 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 (m³.s⁻¹).

Conhecendo-se a área da bacia, pode se determinar a descarga sólida total específica. Segundo Carvalho et al. (2000) a classificação da descarga sólida específica pode ser realizada de acordo com as seguintes variações: baixa para

valores menores que $192 \text{ kg km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, moderada para valores entre $192 - 479 \text{ kg km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, alta para valores de $479 - 822 \text{ kg km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e muito alta para valores superiores a $822 \text{ kg km}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

3.11. Análise dos Dados

3.11.1. Caracterização da Qualidade da Água

Segundo Franco (2008) as referências que abordam a qualidade da água para a irrigação são de origens norte-americanas e elaboradas de acordo com os danos ocasionados nas culturas de interesse e nos sistemas de irrigação utilizados naquele país. Devido à falta de classificação específica para a qualidade da água de irrigação no Brasil, procurou-se integrar as classificações existentes na literatura, conforme Vanzela (2004) e Franco (2008) em que utilizaram de informações de qualidade da água para a irrigação obtida por Nakayama e Bucks (1986), Ayers e Wescot (1991) e Bernardo (1995) como padrões de qualidade. Esses autores levaram em consideração o potencial de dano à operação de sistema de irrigação localizada, a qualidade da água para a classe 2 (Resolução CONAMA Nº 357/2005) destinada para a irrigação e o risco de salinização do solo, salientando que esse limites podem variar de acordo com as características regionais, diferentes das condições em que foram determinados.

Para esse estudo foram definidos os mesmos padrões da qualidade da água para a irrigação e os problemas ocasionados ao sistema, conforme descrito na Tabela 3 e 4 respectivamente.

Tabela 3. Limites estabelecidos para a classificação da qualidade de água para a irrigação.

Variáveis	Limite Estabelecido			Referência
	Classificação			
	Baixo	Médio	Alto	
Sólidos Suspensos (mg L^{-1})	< 50	50 - 100	>100	Nakayama
Sólidos Dissolvidos (mg L^{-1})	<500	500-2000	>2000	; Bucks
Ferro Total (mg L^{-1})	<0,2	0,2-1,5	>1,5	(1986)
pH	<7,0	7,0-8,0	>8,0	
Conductividade Elétrica dS/m	<0,25	0,25-0,75	0,75-2,25	U.S.D.A. Agriculture Handbook Nº 60 apud Bernardo (1995)
Cálcio (mg L^{-1})		Normal 0-400	Alto >400	Ayers; Westcot (1991)
Magnésio (mg L^{-1})		0-60	>60	
Turbidez (NTU)		Adequado 100	Inadequado >100	Resoluções 20/1986 e 357/2005 do CONAMA
Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1})		5,0	<5,0	
Coliformes Totais (NMP.100 mL^{-1})		5000*	>5000*	
Coliformes Fecais (NMP.100 mL^{-1})		1000*	>1000*	

* Resolução Nº 20/1986, em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês

Tabela 4. Parâmetros avaliados para a classificação da qualidade de água para a irrigação.

Problema	Parâmetro Avaliado	Referências
Prejuízo ao sistema de irrigação	Sólidos Suspensos e Dissolvidos	Nakayama; Bucks (1986) Ayers; Westcot (1991)
	Ferro Total	
	pH	
	Dureza, Cálcio e Magnésio	
Potencial de salinização do solo	Conductividade elétrica (dS/m a 25°C)	U.S.D.A. Agriculture Handbook Nº60 citado por Bernardo, 1995)
Concentração de partículas em suspensão na água	Turbidez	Resolução 357/2005 do CONAMA, 2005: Águas de classe II
Contaminação por Microorganismos	Coliformes Totais e Fecais	
Carga orgânica	Oxigênio dissolvido	

Definida a classificação com base na literatura, foi realizada a caracterização da qualidade da água por meio de tabelas contendo dados de estatística descritiva (mínimo, máximo e médio) e os resultados das análises foram expressos em porcentagem do total das amostras, distribuídos dentro de cada classe e por parâmetro avaliado conforme definido por Vanzela (2004).

A análise estatística descritiva e os gráficos foram elaborados por meio do *software* estatístico SPSS 16.0 for Windows. Adotou-se o critério de Gravetter e Wallnau (1995) para diferenciar estatisticamente os tratamentos, indicado pela ausência de sobreposição dos limites superior e inferior dos valores da média \pm erro padrão.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Variáveis físicas

4.1.1. Sólidos

4.1.1.1. Sólidos dissolvidos

A Tabela 5 apresenta os valores mínimos, máximos e médios, e a classificação para os parâmetros de sólidos dissolvidos, de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação.

Tabela 5. Distribuição dos resultados de sólidos dissolvidos de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano		
				Baixo	Médio	Alto
Sólidos dissolvidos ¹	mg L ⁻¹			(% das Amostras)		
Ponto 1	36,0	140,0	104,7	100,0	0,0	0,0
Ponto 2	1,0	133,0	75,9	100,0	0,0	0,0
Ponto 3	0,0	122,0	83,3	100,0	0,0	0,0
Ponto 4	20,0	184,0	91,7	100,0	0,0	0,0
Ponto 5	27,0	405,0	92,5	100,0	0,0	0,0

¹ Baixo (< 500 mg L⁻¹); Médio (500 - 2000 mg L⁻¹); Alto (> 2000 mg L⁻¹).
Fonte: Nackayama e Bucks (1986).

Como apresentado na Tabela 5, verifica-se para sólidos dissolvidos nos pontos avaliados, todas as amostras permaneceram como baixo potencial de risco, conforme Nakayama e Bucks (1986) em que as concentrações de sólidos dissolvidos forem inferiores a 500 mg L^{-1} . Esse mesmo resultado foi obtido por Fravet et al. (2007) onde 100% das amostras ficaram dentro do padrão estabelecido.

Os valores mais elevados de sólidos dissolvidos foram encontrados nos pontos 4 e 5, com a concentração de 184 e $405,0 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Comparando as médias, o ponto 1 obteve a média mais alta em comparação com os demais pontos, apresentando a média de $104,7 \text{ mg L}^{-1}$. Já o ponto 2 apresentou a menor média com $75,9 \text{ mg L}^{-1}$, seguido do ponto 3 com $83,3 \text{ mg L}^{-1}$.

Resultados obtidos por Basso e Carvalho (2007), onde compararam a qualidade de água de duas represas pertencentes ao município de Ilha Solteira, com relação aos sólidos dissolvidos, tanto no período seco como chuvoso, apresentaram valores superiores a 500 mg L^{-1} , devido a falta de conservação do solo da bacia hidrográfica.

A Figura 16 apresenta as concentrações médias em cada ponto de amostragem de água e os respectivos anos de avaliação.

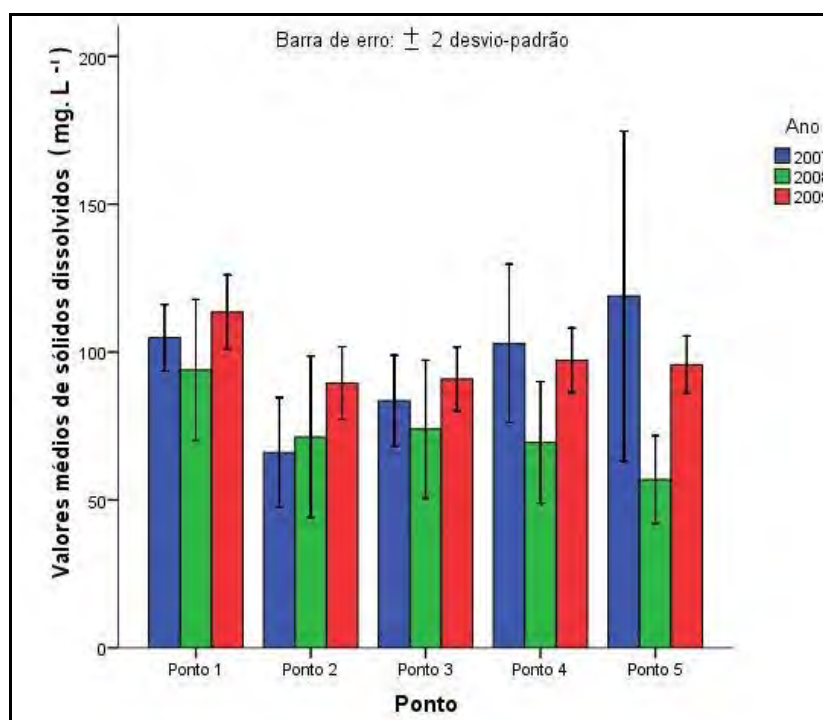


Figura 16. Distribuição da concentração de sólidos dissolvidos em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.

Conforme apresentado na Figura 16 o ponto 1, exceto no ano de 2007, apresentou os valores médios mais elevados em comparação aos demais pontos. Durante o período de avaliação, nos pontos 1, 2, 3 e 4, respectivamente não houve diferença estatística. Já o ponto 5 foi estatisticamente diferente em relação ao período de 2008 e 2009, tendo este último, apresentado a maior média.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, as concentrações de sólidos dissolvidos foram de 95,2, 73,5 e 97,4 mg L⁻¹ evidenciando que a menor média ocorreu no ano de 2008.

De acordo com os resultados obtidos por Ribeiro et al. (2005) os maiores valores de concentração de sólidos dissolvidos ocorreram no período seco devido ao menor volume de água. Isto acarretou um aumento na concentração de sólidos dissolvidos porque no fundo do reservatório existia grande quantidade de sedimentos orgânicos e inorgânicos em decomposição. Ainda de acordo com esses autores, valores de 19,7 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos são bastante baixos, visto que para um risco médio de entupimento dos gotejadores este parâmetro deve ser maior que 500 mg L⁻¹ (NAKAYAMA; BUCKS, 1986).

Já Vanzela (2004) obteve valores superiores de sólidos dissolvidos no córrego Três Barras, devido ao lançamento de efluente de esgoto neste manancial. De acordo com os resultados apresentados por Vanzela et al. (2010), além do efluente, as áreas com maior contribuição de sedimentos, de origem difusa são as áreas de agricultura (culturas perenes e anuais) e habitadas (área urbana e as moradias rurais), onde foram observadas correlações positivas, para o Córrego Três Barras. Provavelmente, é o mesmo comportamento que ocorre no Córrego do Coqueiro.

A Figura 17 ilustra o mapa temático com os valores médios espaciais da distribuição dos sólidos dissolvidos entre o período de 2007 a 2009. Conforme apresentado na Figura, fica fácil observar que o ponto 1 obteve a concentração média mais elevada, comparada aos demais pontos. Os sólidos dissolvidos podem associar-se há outros compostos, e oferecer risco à operação de sistemas de irrigação localizada. Apesar de apresentar baixo risco, o aumento da chuva, a ausência de mata ciliar e de técnicas adequadas de preparo e conservação do solo, pode agravar estes números.

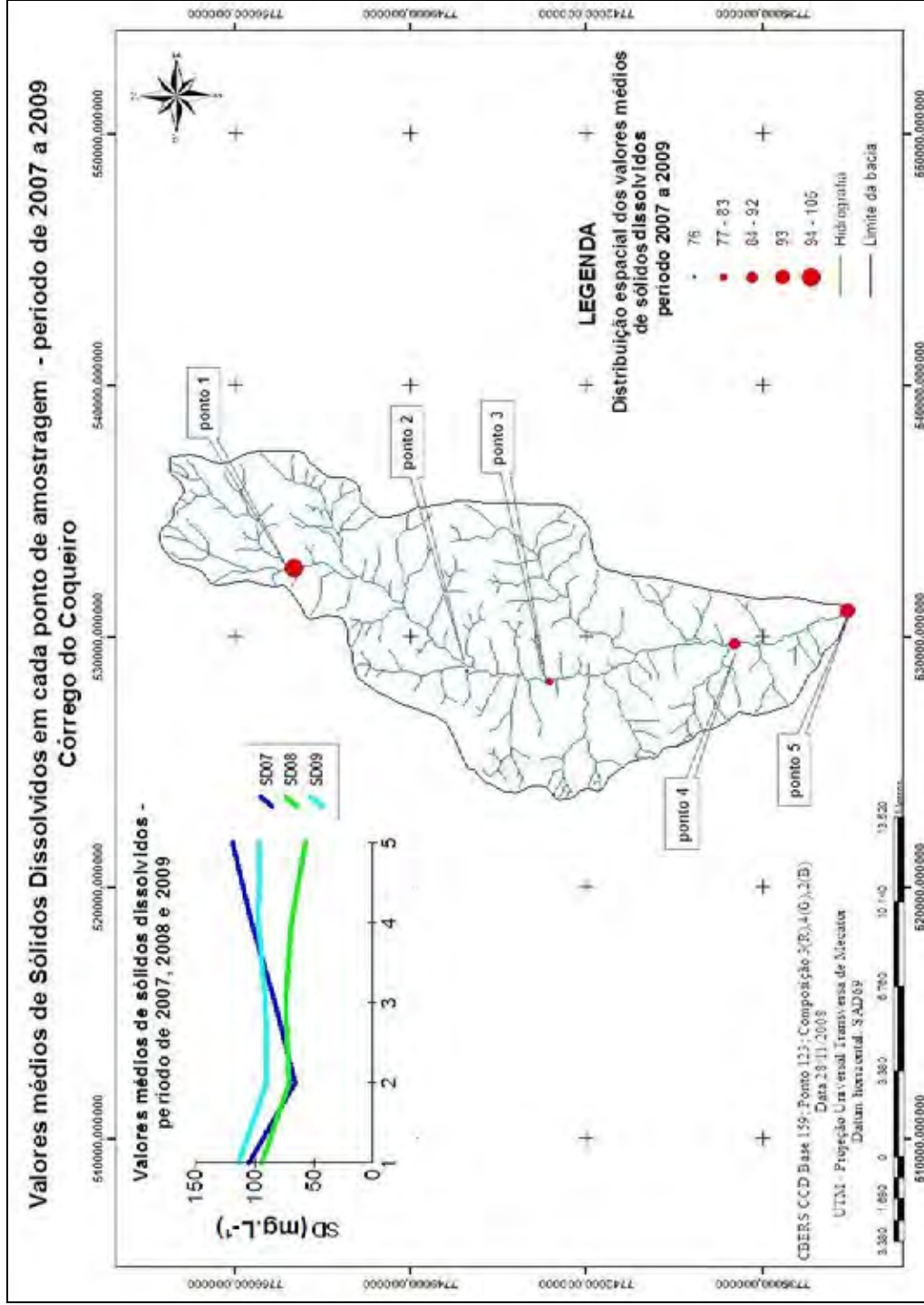


Figura 17. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de sólidos dissolvidos no período de 2007 a 2009.

4.1.1.2. Sólidos suspensos

A Tabela 6 apresenta os valores mínimos, máximos e médios e a classificação para os parâmetros de sólidos suspensos, de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação. Os maiores valores de sólidos suspensos obtidos dentro da classificação de alto risco de dano ao sistema de irrigação localizada, foi o ponto 3 com uma amostra (2,9%), o ponto 4 com duas amostras (6,1%) e o ponto 5 que apresentou quatro amostras (11,8%). Nestes dois últimos pontos, respectivamente, os maiores valores de sólidos suspensos (426,0 e 903 mg.L⁻¹) foram encontrados devido a ocorrência de chuva dias antes da coleta de água, no ano de 2007.

Tabela 6. Distribuição dos resultados de sólidos suspensos de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano		
				Baixo	Médio	Alto
Sólidos suspensos ¹		mg.L ⁻¹		(% das Amostras)		
Ponto 1	0,0	93,0	26,9	88,2	11,8	0,0
Ponto 2	2,0	89,0	29,2	79,4	20,6	0,0
Ponto 3	3,0	100,0	29,8	79,4	17,6	2,9
Ponto 4	0,0	426,0	42,7	75,8	18,2	6,1
Ponto 5	0,0	903,0	73,2	76,5	11,8	11,8

¹ Baixo (< 50 mg.L⁻¹); Médio (50 - 100 mg.L⁻¹); Alto (> 100 mg.L⁻¹). Fonte: Nackayama e Bucks (1986).

Com médio potencial de dano ao sistema localizado, os pontos 1 e 5 apresentaram quatro amostras, o que equivale a 11,8 %, seguido do ponto 3 com seis amostras (17,6) e o ponto 4 com 18,2 % das amostras classificadas como médio potencial de danos ao sistema de irrigação. O ponto 2 apresentou sete amostras classificadas como médio potencial de causar danos ao sistema de irrigação, representando 20,6%. Já com baixo potencial de prejuízo aos equipamentos de irrigação localizada por entupimento dos emissores o ponto 1 obteve 30 amostras, o ponto 2 e 3 com 27 amostras, o ponto 4 e 5 com 25 e 26 amostras, respectivamente. Resultado obtido por Paterniani e Scatolini (2001) em ensaio laboratorial, com a concentração média de sólidos em suspensão de 5,6 mg.L⁻¹, comprovaram que o tempo de filtração não foi superior a quatro horas,

devido ao crescimento de perda de carga, apesar dessa concentração ser inferior a 50 mg L^{-1} , classificada como baixo potencial de obstrução aos emissores. Dessa maneira, com os valores médios acima em todos os pontos, deve-se fazer a utilização de sistema de filtragem, para evitar entupimentos quando se utiliza principalmente a irrigação localizada.

A Figura 18 apresenta os valores médios de sólidos suspensos em cada ponto de amostragem em cada ano de amostragem. Como já foram elucidadas anteriormente, as coletas em 2007 ocorreram após dias de chuvas, o que contribuiu para o aumento nas concentrações de sólidos na água. Assim, com o aumento da área da bacia, ocorreu um aumento na concentração de sólidos suspensos na água, observando-se que a ausência de cobertura vegetal e áreas de pastagens degradadas em alguns trechos ao longo da bacia hidrográfica, favorecem o transporte de materiais sólidos (areia, silte, argila) e detritos orgânicos carregado pelo deflúvio proveniente da chuva. De acordo com Oliveira et al. (2006) sedimentos carregados pela água reduzem a vida útil dos componentes dos sistemas de irrigação, tais como, os rotores das bombas, os bocais de aspersores, as tubulações dos sistemas de irrigação localizada e, em casos extremos, chega-se a necessidade de troca dos mesmos a cada ano. Diferentes tipos de filtros são necessários para evitar este tipo de problema. Material suspenso na água de irrigação pode causar o mau funcionamento de medidores de vazão, válvulas, engates de tubos, comportas, entre outros.

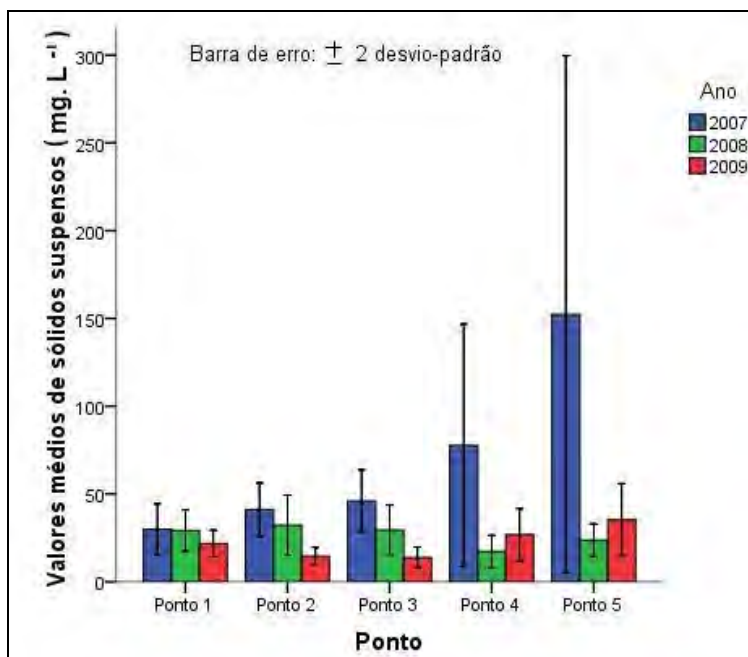


Figura 18. Distribuição da concentração de sólidos suspensos em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.

De acordo com a Figura 18, os pontos de coleta que apresentaram diferenças estatísticas, foram o ponto 2 e o ponto 3 entre o ano de 2007 e de 2009. Os demais pontos não apresentaram diferenças em relação a concentração de sólidos suspensos.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, as concentrações de sólidos suspensos foram de 69,4, 26,6 e 22,5 mg.L⁻¹, evidenciando que a menor média ocorreu no ano de 2009.

Resultados experimentais obtidos por Ribeiro e Paterniani (2008) evidenciaram que a concentração de sólidos suspensos no sistema com dez meses de uso (65 mg.L⁻¹), apresentaram valores acima da captação (48 mg.L⁻¹), devido ao acúmulo dos sedimentos no sistema e apontaram a necessidade de limpar para evitar a obstrução dos emissores, evidenciando a necessidade de se utilizar sistema de filtração para a água do manancial, principalmente nos pontos finais do córrego. De acordo com Oliveira et al. (2006) a quantidade de sedimentos carregados pela água pode influenciar o dimensionamento para um adequado desempenho do sistema de irrigação. Quando altas cargas de sedimentos são encontradas, a irrigação localizada requer um sistema de filtração que assegure um desempenho

confiável.

Com o aumento da área de contribuição do escoamento superficial e falta de proteção do solo, contribui para o aumento de sedimentos na água do manancial, sendo que o valor médio encontrado no ponto 5 apresentou um aumento de 172,12% em comparação ao ponto 1, embora estatisticamente os valores médios nesses pontos de amostragens não foram diferentes entre si.

Resultados semelhantes foram obtidos por Barboza et al. (2007) analisando a água do córrego do Coqueiro, onde verificaram que o aumento da concentração de sólidos na água no ponto 5 ocorre devido à ausência de mata ciliar e a presença de pastagens degradadas e que no período chuvoso, a situação se agrava fazendo que a concentração seja ainda mais elevada. Esse comportamento foi comprovado por Franco e Hernandez (2009) que compararam a concentração de sólidos no período seco e chuvoso, em que obtiveram valores superiores de sólidos no período chuvoso e no ponto final do Córrego do Coqueiro, concluindo que o escoamento superficial contribui para o aumento de sedimentos na água do manancial.

A Figura 19 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios dos sólidos suspensos entre o período de 2007 a 2009. Conforme apresentado, houve uma tendência de aumento na concentração de sedimentos da água do manancial, atribuído ao período chuvoso onde o deflúvio proveniente da área de drenagem promove o aumento das concentrações de sedimentos na água, a medida que se distancia da nascente em sentido a foz do Córrego do Coqueiro.

Isso demonstra a necessidade de utilizar-se de dispositivos de filtragem para evitar danos aos equipamentos, especialmente em irrigação localizada (microaspersão e gotejamento), se a captação de água for próxima a foz desse manancial.

De acordo com o Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE, no Estado de São Paulo, 80% dos solos são classificados como de alto potencial de erosão (SÃO PAULO, 2009). Essas condições aliadas à falta de técnicas adequadas de preparo e conservação do solo constituem se nas principais causas dos processos erosivos. Como consequência, durante o período chuvoso, grandes quantidades de solos, são carregados para o leito dos cursos d'água, contribuindo para o aumento da concentração de sólidos (VANZELA et al., 2005). Outro manancial da região, que se encontra em avançado estágio de assoreamento é o córrego do Ipê, que apresenta problemas devido ao mau uso do solo, intensificando

o assoreamento desse manancial, conforme os resultados obtidos por Poletto et al. (2004) em que apresentou altas concentrações de sólidos na água, principalmente no período chuvoso em comparação ao período seco.

Almeida et al. (2007) também obtiveram no Córrego do Boi, localizado na mesma região, altas concentrações de sólidos suspensos e de alto risco à irrigação localizada. Fioravanti et al. (2004), Hernandez e Vanzela (2007) no córrego Três Barras, verificaram altas concentrações de sólidos suspensos com alto potencial de risco ao sistema de irrigação localizada.

Em estudos experimentais realizados por Ribeiro et al. (2005) em sistemas de irrigação localizada que utilizaram filtros para retenção de partículas, foi observado que para valores de até $20,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de sólidos suspensos, houve um aumento no número de retrolavagem dos filtros devido à perda de carga em função do volume filtrado, evidenciando a necessidade de fazer a limpeza do sistema, desde retrolavagem até a abertura das linhas laterais e de derivação.

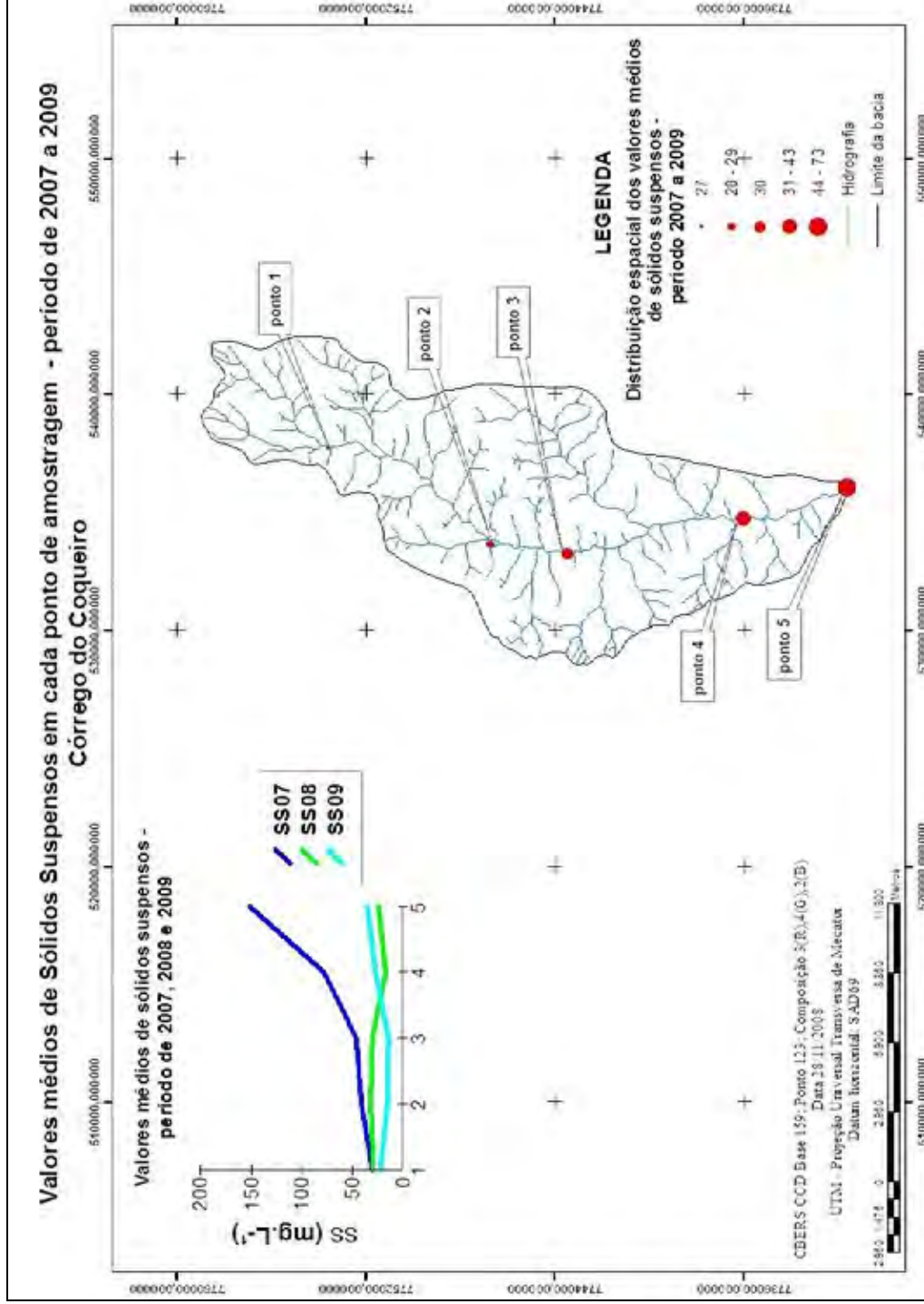


Figura 19. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de sólidos suspensos no período de 2007 a 2009

4.1.1.3. Sólidos totais

De acordo com Vanzela (2004) a maior contribuição para os sólidos totais na água de um manancial origina-se dos sólidos dissolvidos, exercendo com isso, maior influência sobre a sua variabilidade. Sendo assim, pode-se dizer que a sua variação no tempo e espaço se deve aos mesmos motivos já citados para o parâmetro de sólidos dissolvidos.

A Figura 20 evidencia a distribuição média de sólidos totais nos pontos de amostragem bem como cada ano de avaliação, onde o ano de 2007 apresentou uma tendência de aumento da concentração de sólidos totais à medida que se distancia da nascente, demonstrando a influência do escoamento superficial no período chuvoso na geração de sedimentos na água do manancial.

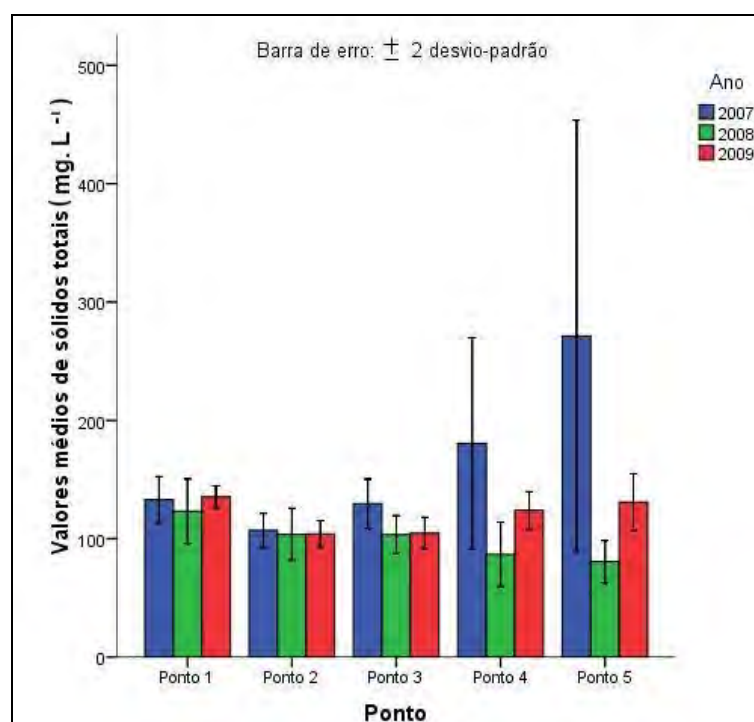


Figura 20. Distribuição da concentração de sólidos totais em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.

Comparando-se o ano de 2009 o ponto 1 apresentou uma média maior que os demais pontos de amostragem, sendo estatisticamente diferente das médias obtidas no ponto 2 e 3 respectivamente. Já o ponto 5 apresentou diferença estatística entre o ano de 2008 e 2009, provavelmente por ocorrência de chuva

acumulada, sendo que no ano de 2008 a chuva acumulada apresentou um total de 1029 mm e no ano de 2009 um total de 1893,6 mm.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, as concentrações de sólidos totais foram de 164,3, 99,8 e 119,8 mg.L⁻¹, evidenciando que a menor média ocorreu no ano de 2008, provavelmente influenciado pela menor quantidade de chuva.

Resultado obtido por Souza et al. (2005) em ensaios laboratoriais com o objetivo de estudar a suscetibilidade ao entupimento de microaspersores em operação com água residuária de bovinocultura, comprovou que a concentração de sólidos totais de 18,63 mg.L⁻¹ causou o entupimento de origem física a partir de 21 horas de funcionamento do sistema. Sendo assim, a utilização da água do manancial sem sistema de filtragem pode provocar a obstrução dos emissores ou a promover à perda de carga do sistema devido ao volume filtrado.

A Figura 21 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de sólidos totais no período desta pesquisa, indicando que houve uma tendência de aumento da concentração de sólidos devido ao aumento da área da bacia hidrográfica onde o deflúvio corrobora para o aumento de partículas na água do manancial. Ilustra que os pontos 2 e 3, apresentaram as menores médias de sólidos totais na água do Córrego do Coqueiro. Já o ponto 5, exceto no ano de 2008, apresentou as maiores médias de sólidos totais na água, conforme apresentado também na Figura 20.

Provavelmente, os aumentos na concentração de sólidos ocorreram em função da ausência de matas ciliares, das pastagens degradadas presentes ao longo do córrego, o que favorece o transporte e a deposição de materiais sólidos e detritos orgânicos de origem difusa, transportada pelo deflúvio ocasionado principalmente pela chuva.

Resultado obtido por Vanzela et al. (2010) em que avaliaram a influência do uso e ocupação do solo no Córrego Três Barras, verificaram que apresentou correlações positivas, do aumento da concentração dos sólidos na água do manancial com as áreas agricultadas, áreas habitadas e com as matas degradadas.

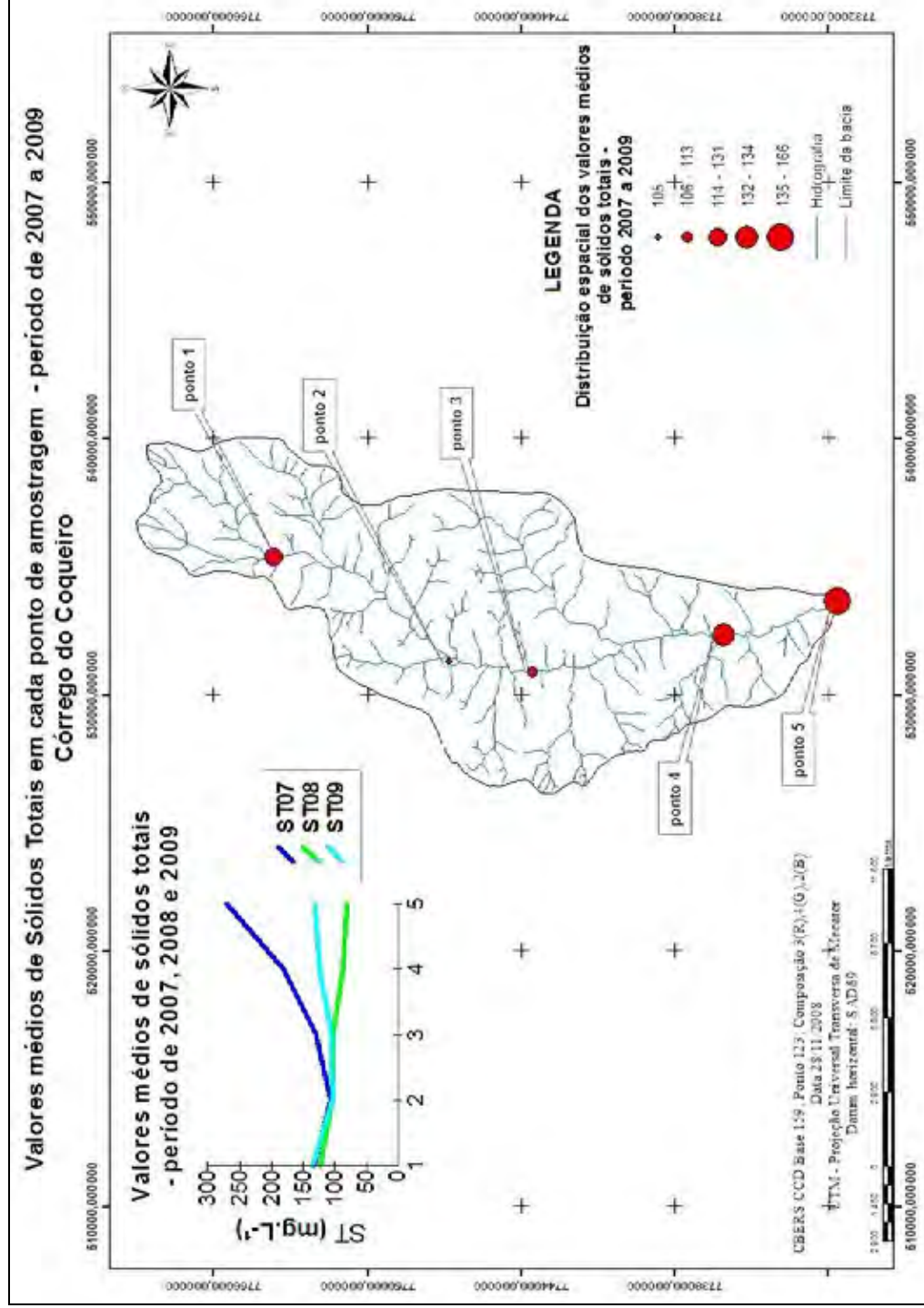


Figura 21. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de sólidos totais no período de 2007 a 2009.

Com esses resultados, fica evidente que é necessário a utilização de equipamento de filtragem, principalmente em irrigação localizada, nos pontos finais do manancial.

Os sólidos totais não são somente um dos maiores poluentes da água, mas também servem como catalisadores, carreadores e como agentes fixadores para outros agentes poluidores. Adicionalmente, produtos químicos e lixo são assimilados sobre e dentro das partículas desses sedimentos (POLETO et al., 2004).

Esse mesmo comportamento foi encontrado por Vanzela et al. (2010) que descrevem o processo de degradação da microbacia do córrego Três Barras, referindo-se que o aumento da concentração dos sólidos na água do manancial tem origem nas áreas agricultadas, nas áreas habitadas e nas matas degradadas.

4.1.2. Turbidez

Outro parâmetro avaliado relacionado à concentração de sedimentos na água é a turbidez. Segundo Esteves (1998) é a medida de sua capacidade de reflexão e dispersão dos raios luminosos devido à presença de sedimentos na água. O uso inadequado das bacias hidrográficas e práticas agrícolas e pecuárias intensivas resultam no aumento da turbidez, conseqüentemente, ocorrendo redução da taxa de fotossíntese.

O monitoramento dos sedimentos em suspensão na água tem grande importância, uma vez que são responsáveis pela alteração da sua qualidade em termos de turbidez, assim como por sua interação com compostos orgânicos e íons inorgânicos (FERRAZ, 2006). Assim, para a irrigação, o parâmetro de turbidez sinaliza de forma rápida a presença de sedimentos na água.

A Tabela 7 apresenta a distribuição dos resultados mínimos, máximos e médios de turbidez de acordo com os padrões de qualidade de água.

Tabela 7. Distribuição dos resultados de turbidez de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Classificação	
				Aceitável	Inadequado
Turbidez ¹	NTU			(% das Amostras)	
Ponto 1	4,0	170,0	24,1	97,1	2,9
Ponto 2	1,1	750,0	63,5	91,2	8,8
Ponto 3	3,0	290,0	31,8	91,2	8,8
Ponto 4	4,0	400,0	52,9	82,4	17,6
Ponto 5	6,0	950,0	95,0	76,5	23,5

¹ Aceitável (< 100); Inadequada (>100). Fonte: Brasil (2005).

Como apresentado na Tabela 7, há a tendência de aumento da turbidez a medida que se distancia da nascente em sentido a foz, comportamento semelhante ao ocorrido com os parâmetros de sólidos. Os resultados obtidos estão de acordo com Teixeira e Senhorelo (2000) os quais encontraram correlações positivas entre turbidez e sólidos suspensos e concluíram que a determinação do parâmetro de turbidez é uma forma indireta da determinação de teores de sólidos suspensos. Resultados semelhantes foram obtidos por Piccolo et al. (1999), em trabalho de avaliação da correlação entre sólidos em suspensão, cor e turbidez para a água captada no Rio Jucu, indicando, existir uma boa correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos. Os resultados obtidos evidenciam que a determinação de turbidez é uma alternativa para a detecção de sedimentos na água.

Ainda pela Tabela 7, o ponto 1 apresentou uma amostra (2,9%) como inadequada, os pontos 2 e 3 apresentaram três amostras (8,8%) acima do aceitável. Já os pontos 4 e 5, com seis amostras inadequadas (17,6%) e oito amostras acima do aceitável (23,5%), respectivamente. O maior valor de turbidez ocorreu na coleta do dia 22/03/2007, com valor máximo de 950 NTU, no ponto 5, em virtude da influência da chuva dias antes da coleta. Considerando os valores médios de turbidez, o ponto 5 foi 294,2% maior que a turbidez média observada no ponto 1, apesar de que em nenhum ano de avaliação houve diferença estatística significativa entre esses pontos, conforme a Figura 22.

A Figura 22, estão presentes os valores médios de turbidez nos pontos de amostragem do Córrego do Coqueiro e os anos de avaliação. Devido a chuva ocorrida em dias anteriores a coleta, como já ilustrada, no ano de 2007 obteve-se as médias mais elevadas do período de estudo, em todos os pontos avaliados.

Como apresentado na Figura 22, na qual houve a sobreposição das médias somadas com os erros padrão, observou-se que não houve diferença significativa entre os valores de turbidez nos pontos de amostragem. Assim o resultado apresenta o aumento da turbidez na água do manancial com o aumento da área de contribuição do escoamento superficial promovido pelas águas da chuva, fazendo com que o carreamento de partículas fosse depositado no leito do manancial. Esses resultados foram semelhantes aos obtidos por Franco e Hernandez (2009), os quais apresentaram um aumento na turbidez na água do Córrego do Coqueiro, principalmente no ponto 5. Esses autores, comparando os valores encontrados no período seco e chuvoso e concluíram, que exceto no ponto 2, não houve diferença estatística entre os períodos de seca e chuva, e que no ponto 5 foram encontrados os maiores valores de turbidez. Embora nesse estudo, o ponto 2 não tenha apresentado diferença estatística.

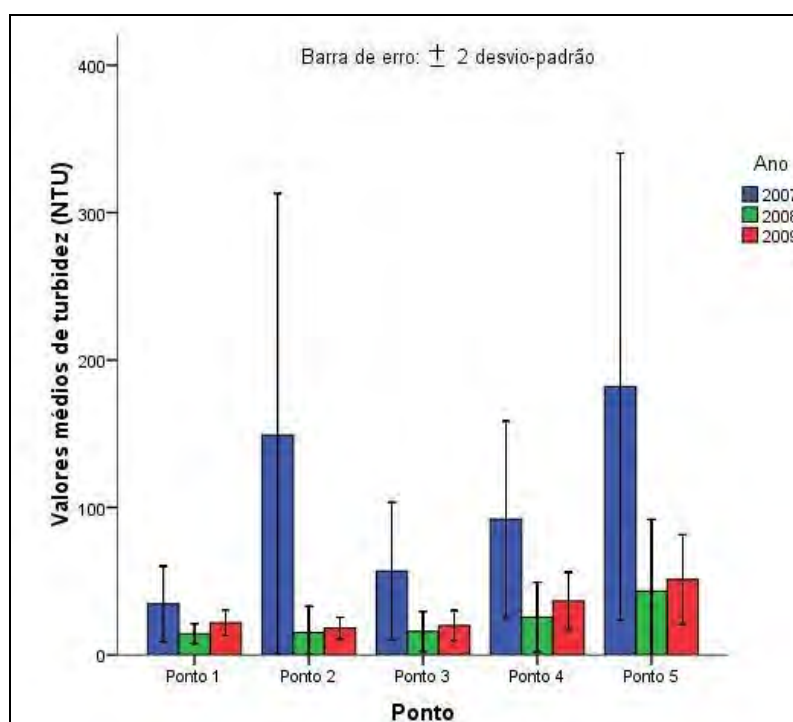


Figura 22. Distribuição dos resultados médios de turbidez em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, os valores de turbidez foram 102,9, 22,9 e 29,5 NTU, evidenciando que a maior média ocorreu no ano de 2007, influenciado pela

chuva.

A Figura 23 apresenta o mapa temático, contendo a distribuição espacial dos valores médios de turbidez nos pontos de avaliação. Conforme demonstrado na figura e como já foi evidenciado anteriormente, houve uma tendência de aumento nos valores de turbidez da água do manancial, proveniente do período chuvoso, devido ao escoamento superficial, que transporta sedimentos para o manancial, principalmente de áreas em que existe a má conservação e práticas impróprias do solo.

De acordo com esta figura, os períodos de 2008 e 2009 apresentaram comportamentos semelhantes nos resultados de turbidez, evidenciando o aumento da turbidez na medida em que há o aumento da área de contribuição da bacia. No ano de 2007, os pontos 2 e 5 apresentaram valores médios acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) que é de 100 NTU.

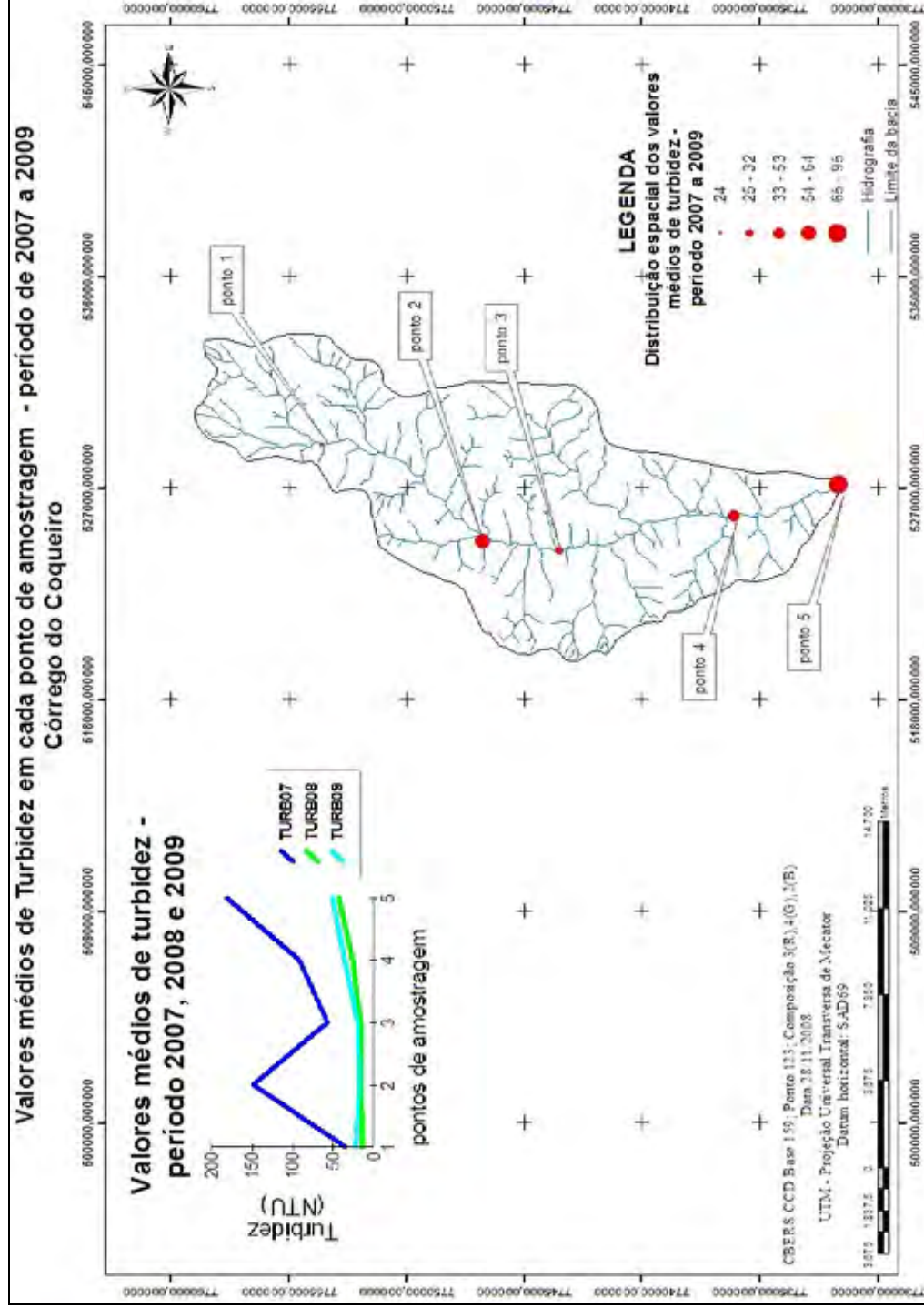


Figura 23. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de turbidez no período de 2007 a 2009

4.1.3. Temperatura

Os valores médios de temperatura da água do Córrego do Coqueiro estão apresentados na Figura 25.

No ano de 2007 as temperaturas da água nos pontos de amostragem ficaram próximas a 23 °C, exceto no ponto 4, onde a temperatura média da água foi de 24°C. Já no ano de 2008 foram obtidas as médias mais elevadas da temperatura da água no córrego, próximas a 25°C, e devido a ausência de sobreposição das barras de erros padrão nos pontos 1 e 2, evidencia a diferença estatística entre eles e ainda, expõe o maior valor médio da temperatura no ponto 2. No ano de 2009, os pontos 1 e 2 respectivamente, apresentaram uma temperatura média de 24 °C, e os demais pontos com médias de 23 °C, sendo que estatisticamente, em nenhum ponto houve diferença (Figura 24).

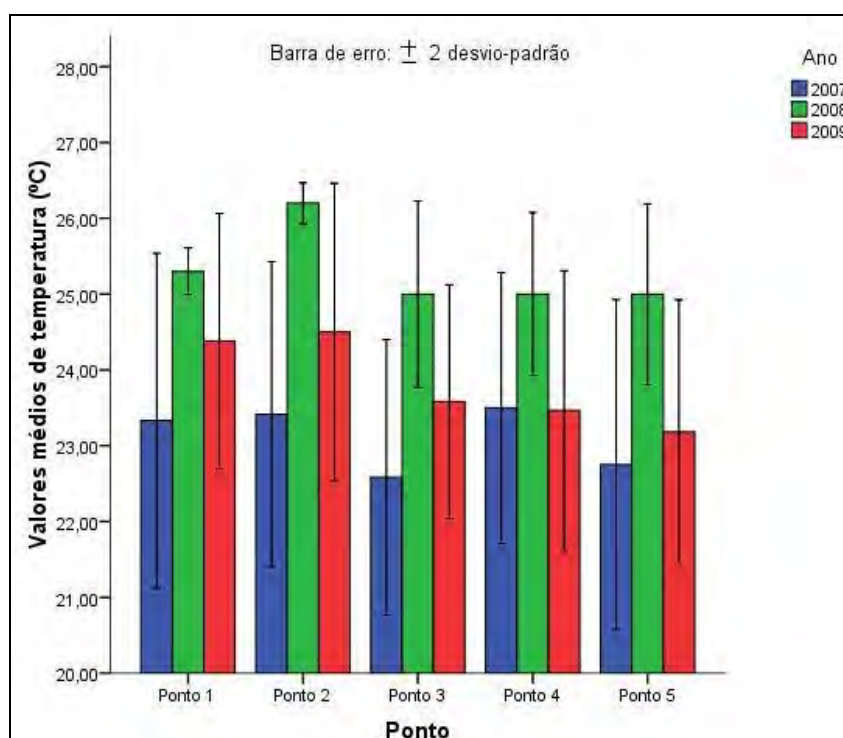


Figura 24. Distribuição dos valores médios de temperatura em cada ponto de amostragem nos anos de 2007 a 2009.

A Figura 25 apresenta o mapa temático, onde esta a distribuição espacial dos valores médios em cada ponto de amostragem.

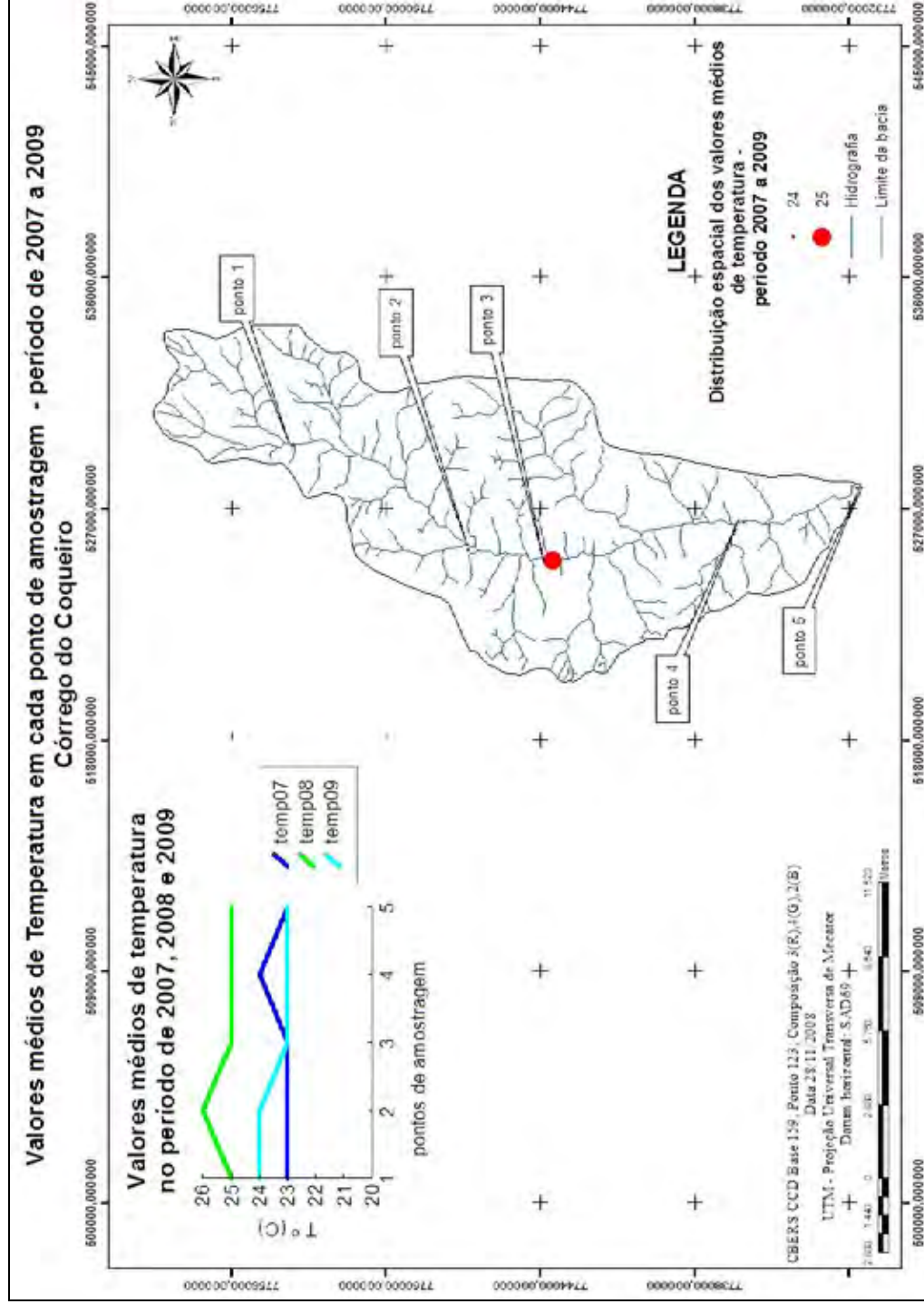


Figura 25. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de temperatura no período de 2007 a 2009.

O ponto 3 apresentou um valor médio da temperatura de 25 °C e os demais pontos alcançaram o valor médio de 24 °C.

Devido às condições climáticas de verão quente e chuvoso, nessa época foi registrada a temperatura mais elevada (31 °C) no Córrego do Coqueiro, ocorrendo no dia 09/11/2007. Franco (2008) encontrou no Córrego do Coqueiro, no período chuvoso as maiores temperaturas na água deste manancial.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007 a temperatura média foi de 23,1 °C, no ano de 2008 a média da temperatura da água foi de 25,3 °C e em 2009 a média apresentou o valor de 23,8 °C.

De acordo com Hernandez e Petinari (1998) as altas temperaturas associado a elevados valores do pH favorecem a precipitação química, a qual se origina por excesso de carbonatos ou sulfatos de cálcio ou magnésio, ou pela oxidação de ferro para formar um precipitado férrico insolúvel de cor marrom avermelhado.

4.2. Variáveis químicas

4.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os resultados de pH apresentados na Tabela 8, para o Córrego do Coqueiro, condizem com a afirmação de Lima (2001), em que o pH da grande maioria dos corpos d'água variam entre 6 a 8.

De acordo com a Tabela 8 o ponto 1 apresentou uma amostra (2,9%), os pontos 3 e 4 com duas amostras (5,9%) e o ponto 5 com três (8,8%) com alto potencial de dano ao sistema de irrigação.

Com médio potencial de causar prejuízos ao sistema de irrigação, o ponto 1 apresentou 33 amostras (97,1 %), o ponto 2 apresentou 29 amostras (85,3 %) e os pontos 3, 4 e 5, respectivamente apresentaram 31 amostras (91,2%) dentro dessa classificação, devido a alcalinidade da água, .

De acordo com Nakayama e Bucks (1986, p. 143) águas com valores de pH acima de 7 podem favorecer a precipitação de carbonatos de cálcio e magnésio em águas com alta dureza.

Com baixo potencial de risco as tubulações e emissores, o ponto 2 apresentou cinco amostras (14,7 %), os pontos 3 e 4 apresentaram uma amostra (2,9 %) e os pontos que não apresentaram amostras com baixo potencial de danos,

foram os pontos 1 e 5, respectivamente.

Segundo Libânio (2005) valores muito baixos de pH podem provocar corrosão e valores altos de pH podem gerar incrustações nas tubulações de redes de distribuição.

Tabela 8. Distribuição dos resultados de potencial hidrogeniônico (pH) de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano		
				Baixo	Médio	Alto
pH ¹				(% das Amostras)		
Ponto 1	7,0	8,1	7,5	0,0	97,1	2,9
Ponto 2	6,8	7,8	7,3	14,7	85,3	0,0
Ponto 3	6,9	8,1	7,5	2,9	91,2	5,9
Ponto 4	6,9	8,1	7,5	2,9	91,2	5,9
Ponto 5	7,0	8,2	7,5	0,0	91,2	8,8

¹ Baixo (< 7,0); Médio (7,0 - 8,0); Alto (> 8,0). Fonte: Nackayama e Bucks (1986).

Os valores de pH encontrados no decorrer desta pesquisa são semelhantes aos obtidos por Testezlaf et al. (2001) e Ribeiro et al. (2005) que verificaram a potencialidade do uso de água de reservatórios e rios para uso em sistemas de irrigação por gotejamento, em propriedades agrícolas produtoras de hortaliças na região de Campinas e constataram que das 27 fontes hídricas analisadas, 88,9% apresentaram pH alcalino com risco moderado de entupimento.

A Figura 26 apresenta os valores médios de pH nos pontos de amostragem e o período de avaliação do trabalho. O ano de 2009 apresentou os maiores valores de pH na água do manancial em comparação aos demais períodos. Nesse período, os valores de pH não apresentaram diferença estatística entre os pontos de amostragem. Já o ano de 2008, apresentou os menores valores médios de pH, dentre os demais períodos. Assim os pontos 1, 3 e 5 apresentaram diferença estatística entre os anos de 2008 e 2009 para os valores médios de pH.

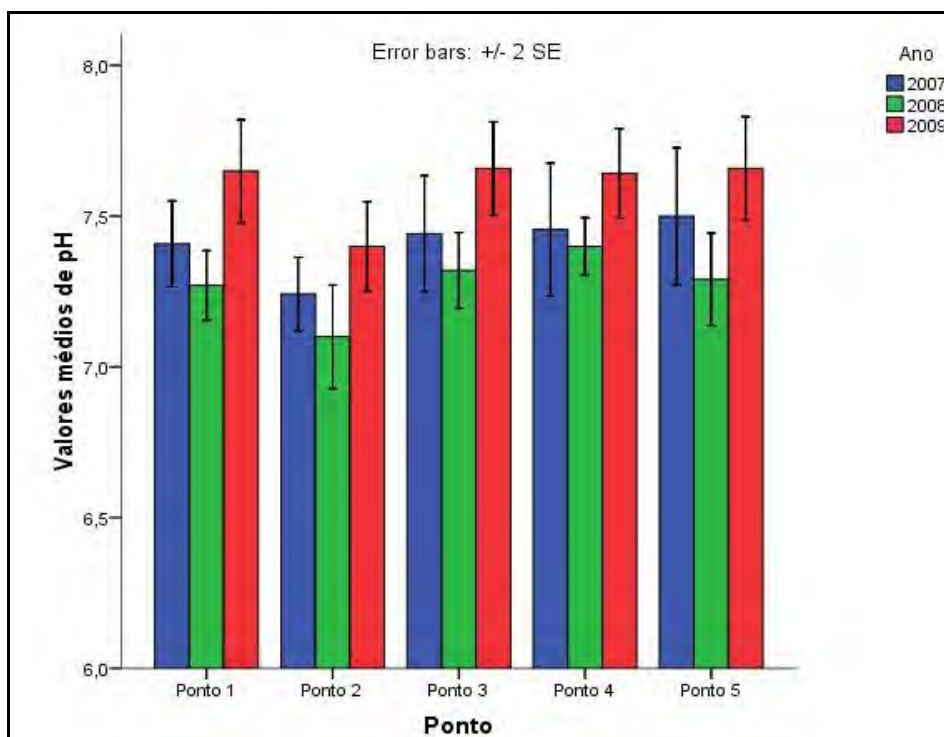


Figura 26. Distribuição dos valores médios de pH em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, os valores de pH foram 7,4, 7,3 e 7,6 recebendo a classificação de médio potencial de dano ao sistema de irrigação.

A Figura 27 ilustra o mapa temático, onde apresenta a distribuição espacial dos valores médios de pH na água do manancial. De acordo com a figura, o ponto 2 apresentou os valores médios mais baixos no período de execução do trabalho. No entanto a variação dos resultados é baixa. Franco (2008) verificou na água do Córrego do Coqueiro que no período seco aumenta os valores de pH na água. Segundo Von Sperling (1996, p. 26) fatores como a oxidação de matéria orgânica e despejo de produtos químicos podem influenciar os valores de pH da água.

De acordo com Testezlaf et al. (2001) como o risco de entupimento devido ao pH está associado à precipitação de componentes insolúveis, se faz necessário complementar a avaliação com outras análises, como a determinação da dureza total.

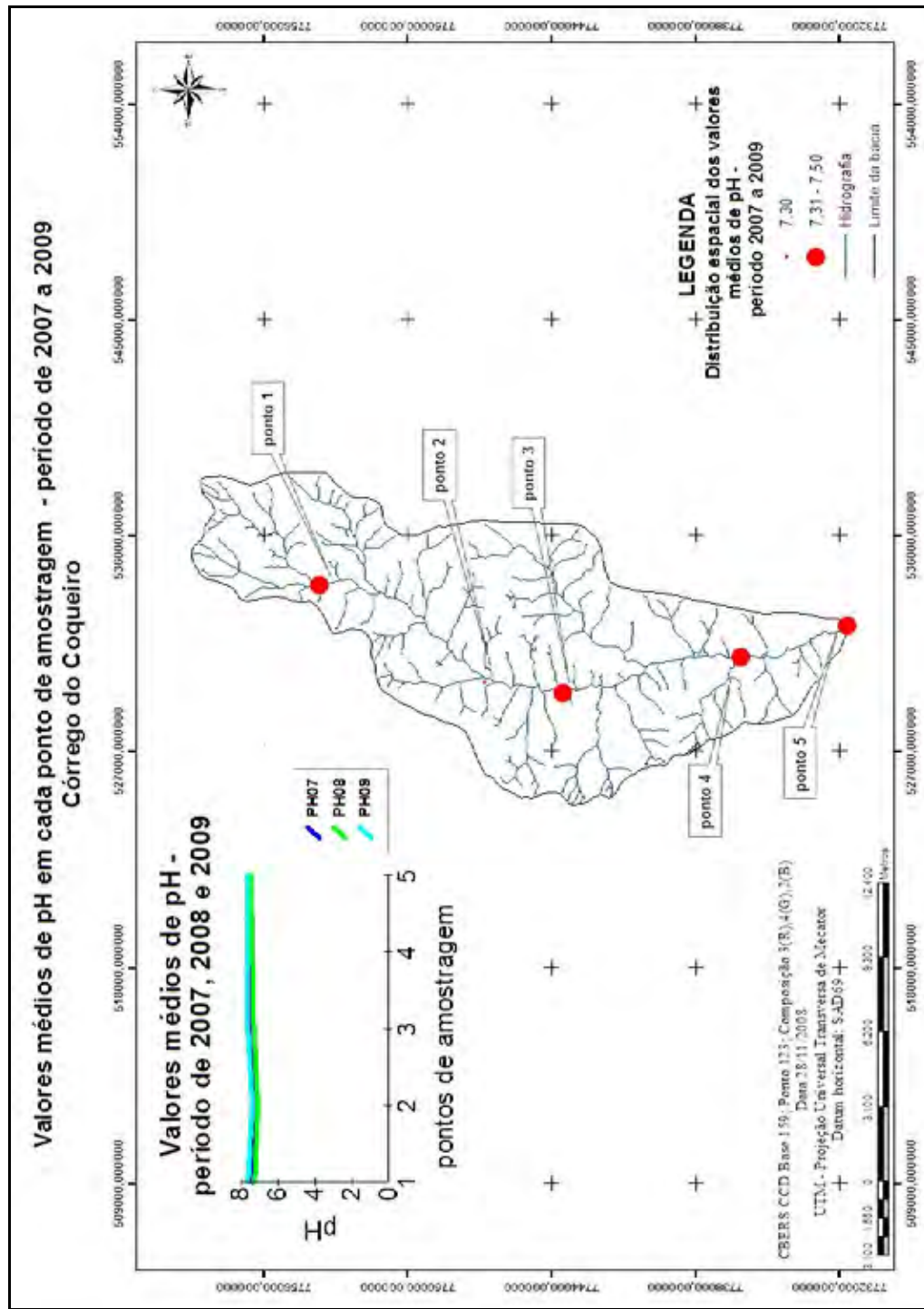


Figura 27. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de pH no período de 2007 a 2009.

4.2.2. Condutividade Elétrica

De acordo com resultados apresentados na Tabela 9 para condutividade elétrica no Córrego do Coqueiro, não há risco de salinização do solo. Observa-se que o ponto 1 apresentou o valor máximo de 0,22 dS m⁻¹ e médio de 0,16 dS m⁻¹, sendo o mais elevado em comparação aos demais pontos, conforme a classificação. Segundo Esteves (1998, p. 264) os valores de condutividade nos ambientes aquáticos são mais relacionados com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as condições climáticas (estação de seca e chuva).

Tabela 9. Distribuição dos resultados de condutividade elétrica de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano		
				Baixo	Médio	Alto
Condutividade elétrica ¹	dS m ⁻¹			(% das Amostras)		
Ponto 1	0,06	0,22	0,16	100,0	0,0	0,0
Ponto 2	0,07	0,20	0,15	100,0	0,0	0,0
Ponto 3	0,05	0,18	0,14	100,0	0,0	0,0
Ponto 4	0,06	0,19	0,14	100,0	0,0	0,0
Ponto 5	0,05	0,19	0,14	100,0	0,0	0,0

¹ Baixo (< 0,25 dS m⁻¹a 25°C); Médio (0,25 - 0,75 dS m⁻¹a 25°C); Alto (> 0,75 dS m⁻¹ a 25°C). Fonte: U.S.D.A. Agriculture Handbook Nº 60 extraído de Bernardo (1995).

Resultados obtidos por Franco e Hernandez (2009) mostraram que no período seco, a condutividade elétrica tende a aumentar em comparação ao período chuvoso, para o Córrego do Coqueiro, e concluíram que os valores de condutividade elétrica observados nesta microbacia devem ser, provavelmente, de origem geoquímica proveniente do solo.

De acordo com a Figura 28 pode se verificar que a variação dos valores de condutividade elétrica da água seguiu comportamentos semelhantes aos sólidos dissolvidos (Figura 16), pois estes são constituídos, dentre outros compostos, por sais que influenciam diretamente na condutividade elétrica da água. Este resultado está de acordo com o obtido por Sampaio et al. (2007) que encontraram relação linear positiva entre condutividade elétrica e sólidos dissolvidos, devido possivelmente a presença de íons e sais na água residuária de suinocultura.

A coleta realizada após chuva no ano de 2007, provavelmente resultou nos

menores valores médios nos pontos de amostragem durante o período transcorrido do presente trabalho, provavelmente influenciado pelo aumento do volume da água do manancial que proporcionou uma diluição nos sais da água, favorecendo a diminuição dos resultados de condutividade elétrica.

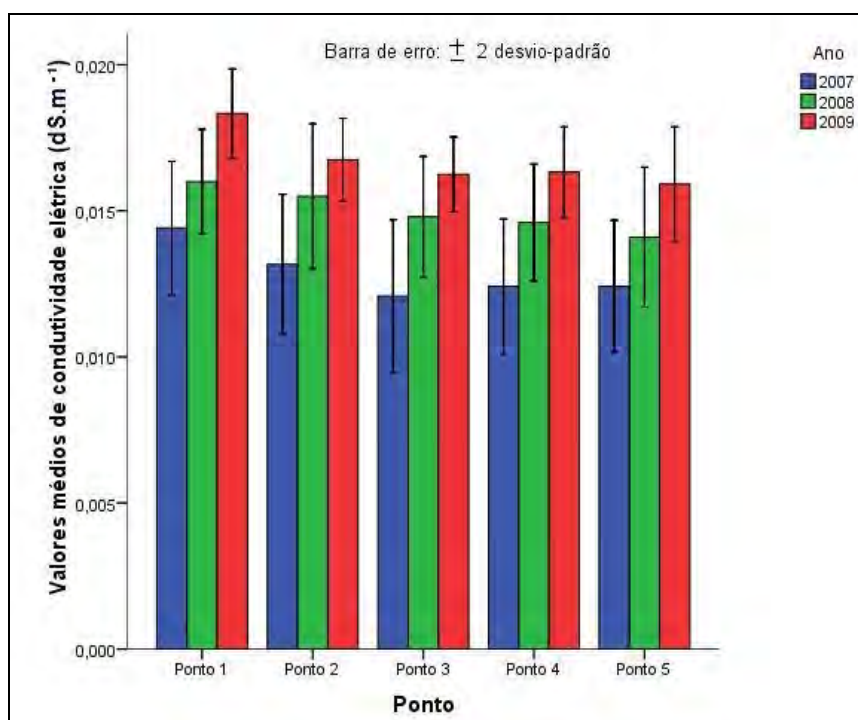


Figura 28. Distribuição dos valores médios de condutividade elétrica em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

A Figura 28 mostra ainda que os resultados médios nos três anos de avaliação abrangeram os mesmos comportamentos nos pontos de amostragem, onde houve um crescimento no valor médio de condutividade elétrica com o transcorrer dos anos de avaliação, sendo que no ano de 2007 o valor médio foi de $0,013 \text{ dS m}^{-1}$, no ano de 2008 a média de $0,015 \text{ dS m}^{-1}$ e no ano de 2009 média de $0,017 \text{ dS m}^{-1}$. Esse resultado também condiz com o resultado de pH (Figura 26) onde apresentou maiores valores no ano de 2009, pois segundo Tundisi e Matsumura - Tundisi (2008) a condutividade elétrica depende da alcalinidade das águas, provavelmente pela contribuição oxidação da matéria orgânica, a qual contribui para o aumento do valor da condutividade elétrica. Foram apresentadas diferenças estatísticas apenas nos pontos 1, 3 e 4 nos períodos de 2007 e 2009, respectivamente.

A Figura 29 apresenta o mapa temático onde está demonstrando a distribuição espacial e os valores médios do resultado de condutividade elétrica na água. A figura identifica o ponto 1 com a maior média em comparação aos demais pontos, seguido do ponto 2 e diminuindo nos demais pontos de amostragem.

Vanzela et al. (2010) verificou correlações positivas para a condutividade elétrica influenciada pelas áreas habitadas (área urbana e moradias rurais), áreas agricultadas (culturas perenes e anuais) e das matas degradadas. Vanzela (2004) encontrou o maior valor ($0,033 \text{ dS m}^{-1}$) de condutividade elétrica no córrego Três Barras, no ponto 3 de amostragem, onde há lançamento de efluente da estação de tratamento de esgoto do município de Marinópolis. Assim, os valores de condutividade elétrica no Córrego do Coqueiro, provavelmente estão relacionados as áreas degradadas do solo.

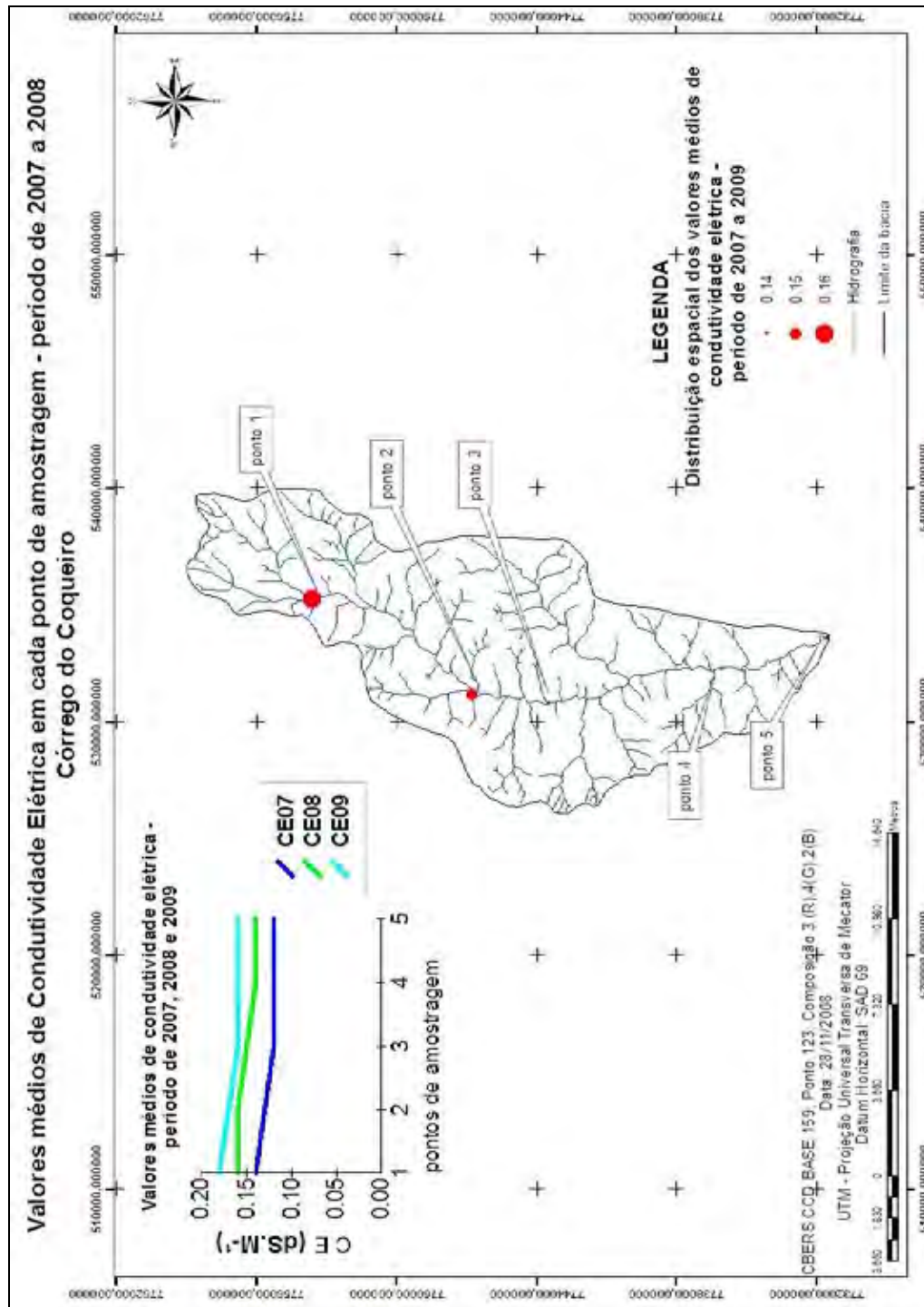


Figura 29. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de condutividade elétrica no período de 2007 a 2009.

4.2.3. Ferro Total

Atualmente o ferro é um dos principais problemas na água de irrigação devido a capacidade de obstruir fisicamente as tubulações e emissores dos sistemas de irrigação localizada. Nakayama e Bucks (1986) relatam que ferro total em concentrações superiores a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ na água de irrigação pode resultar em precipitação e obstrução de tubulações e emissores, ocasionando danos moderados ao sistema.

A Tabela 10 apresenta os resultados da concentração de ferro total. Verifica-se que todos os pontos analisados estão na classificação de médio a alto potencial de dano à operação aos sistemas localizados. A água do córrego apresentou um médio potencial de danos ao sistema de irrigação, sendo que os pontos 1 e 2, apresentaram seis amostras (17,6%) respectivamente, classificadas como alto potencial de danos, o ponto 3 resultou em cinco amostras (14,7%) classificadas como alto risco de obstrução. Já os pontos 4 e 5 respectivamente, apresentaram 11 amostras (32,4%) com elevado potencial de danos ao sistema de irrigação localizada.

Tabela 10. Distribuição dos resultados de ferro total de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano		
				Baixo	Médio	Alto
Ferro Total ¹		mg.L ⁻¹		(% das Amostras)		
Ponto 1	0,2	5,0	1,3	0,0	82,4	17,6
Ponto 2	0,2	3,7	1,1	0,0	82,4	17,6
Ponto 3	0,2	5,0	1,1	0,0	85,3	14,7
Ponto 4	0,3	5,6	1,6	0,0	67,6	32,4
Ponto 5	0,2	9,4	2,0	0,0	67,6	32,4

¹ Baixo (< $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$); Médio ($0,2-1,5 \text{ mg.L}^{-1}$); Alto (> $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Fonte: Nakayama e Bucks (1986).

A maior concentração de ferro total na água foi encontrada no ponto 5, com o valor de $9,4 \text{ mg.L}^{-1}$, fazendo com que esse trecho do manancial, apresentasse a maior média. Em comparação aos demais pontos, em média, o ponto 5 obteve um aumento de 53,8% na concentração de ferro total em relação ao ponto 1, com aumento de 81,8% em relação ao ponto 2 e 3 respectivamente e 25% em

comparação ao ponto 4, conforme os resultados apresentados na Tabela 10.

Vieira et al. (2004), estudando a recuperação de gotejadores obstruídos por incrustações de ferro, em uma análise preliminar da água, encontraram teores de ferro total igual a $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$, estando na classe de moderado risco de entupimento. Já Souza et al. (2005), estudando o efeito do tratamento de emissores por hipoclorito de sódio encontrou valor de $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de ferro na água de irrigação, estando esta classificada como severo risco de obstrução segundo a classificação proposta por Nackayama e Bucks (1986). Sendo assim, a obstrução dos emissores por concentração de ferro é o maior problema no sistema de irrigação localizada.

Para Hernandez e Petinari (1998), o uso de água para irrigação com teores de ferro acima de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ já merece atenção especial por parte dos projetistas, pois pode obstruir tubulações em pouco tempo e, em grau extremo, até inutilizar o sistema de irrigação. No trabalho desenvolvido por esses autores, houve a obstrução de uma rede PVC de 50 mm de diâmetro da ordem de 58,4% em 25 meses de uso, mesmo empregando filtro de disco de 150 *mesh*.

Problemas com interações bactéria e ferro têm ocorrido com concentrações de ferro tão baixas quanto $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. O ferro precipitado forma uma incrustação vermelha, a qual pode aderir ao PVC da tubulação e entupir os emissores (RIBEIRO et al., 2005).

Algumas bactérias filamentosas, como *Gallionella*, *Crenothrix* e *Leptothrix*, oxidam o Fe^{+2} , transformando-o em Fe^{+3} que pode precipitar-se e provocar entupimento (PIZARRO, 1996). Estas bactérias têm importância econômica e sanitária, causando a formação de crostas de ferrugem no interior de tubos ou de residências, precipitando hidróxido férrico em águas ricas nesse elemento. Elas chegam a formar extensos depósitos geológicos de ferro e, nas canalizações, constituem frequentes causas de obstruções, além de dar uma coloração pardoavermelhada na água.

Na Figura 30 estão apresentados os valores médios de cada ponto de amostragem juntamente com o período de execução do trabalho. Os valores médios mais elevados foram encontrados nos pontos 4 e 5 respectivamente, no ano de 2007 e 2008, e o ponto 2 apresentou a maior média no ano de 2009. No entanto, no período de avaliação não houve diferença estatística nos pontos de amostragem, para o parâmetro ferro total na água no manancial.

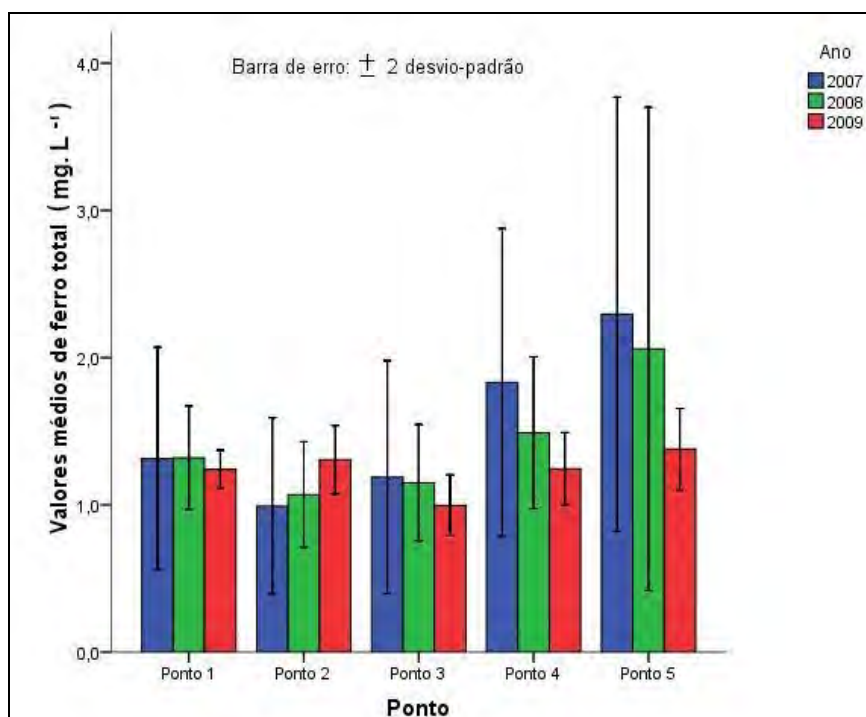


Figura 30. Distribuição dos valores médios de ferro total em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Franco e Hernandez (2009) encontraram as maiores concentrações de ferro na água do Córrego do Coqueiro no período chuvoso, diferenciando estatisticamente do período de seco, concluíram que contribuição de ferro para esse manancial é proveniente do próprio solo que compõe a bacia de drenagem. O resultado de ferro seguiu comportamentos semelhantes aos sólidos suspensos, (Figura 18) onde houve um aumento nos pontos finais do manancial. Vanzela et al. (2010) encontrou correlações positivas entre ferro total e sedimentos oriundos das áreas ocupadas por culturas perenes, matas degradadas e moradias rurais o que pode estar relacionado ao maior carreamento de sedimentos dessas áreas, associado ao tipo de solo da bacia hidrográfica.

Os altos valores de ferro total encontrados, provavelmente, estão relacionados à precária conservação dos solos no meio rural, onde a contribuição dos processos de erosão e assoreamento em solos formados a 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 solúveis como em suspensão na água (HERNANDEZ et al., 2001).

Os solos que compõem essa bacia hidrográfica apresentam em sua

constituição óxidos de ferro (PRADO, 1995) que pela ação da enxurrada são lixiviados e podem ser levados para o leito do rio e contribuir com o aumento desse elemento na água. O resultado está de acordo com o obtido por Franco e Hernandez (2009) em que a distribuição dos valores de concentração de ferro total foram maiores no período chuvoso em relação ao período seco e ao longo dos pontos de amostragem verificando-se um aumento na distribuição dos valores de ferro total nos pontos 4 e 5 para período chuvoso. Assim, devido a maior área de contribuição para o escoamento superficial, as concentrações de ferro, nos pontos 4 e 5 são elevados, respectivamente.

Cabe ressaltar, que na bacia hidrográfica do Córrego do Coqueiro existe grande quantidade de estradas de terra que cortam a região. Essas estradas contribuem com a degradação da qualidade da água, aumentando a turbidez, concentração de sólidos e consequentemente a concentração de ferro, principalmente no período chuvoso, por apresentarem os solos expostos e a presença de focos de erosão em suas bordas.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação, no ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, as concentrações de ferro total foram 1,52, 1,42 e 1,23 mg.L⁻¹, evidenciando que a maior média ocorreu no ano de 2007, resultado semelhante ao de sólidos suspensos e totais.

A Figura 31 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de ferro total. Mostrando que os maiores valores são encontrados nos pontos finais da microbacia, como já discutido anteriormente, provavelmente, pela contribuição do escoamento superficial de sólidos originário do período chuvoso.

Conforme o resultado da concentração de ferro total há necessidade de utilizar equipamentos de filtragem ou promover uma oxigenação artificial, para que o ferro solúvel entre em contato com o oxigênio do ar transformando-se em ferro insolúvel, antes de entrar no sistema de irrigação, evitando que se precipite e promova a obstrução dos emissores, principalmente em sistema de irrigação localizada.

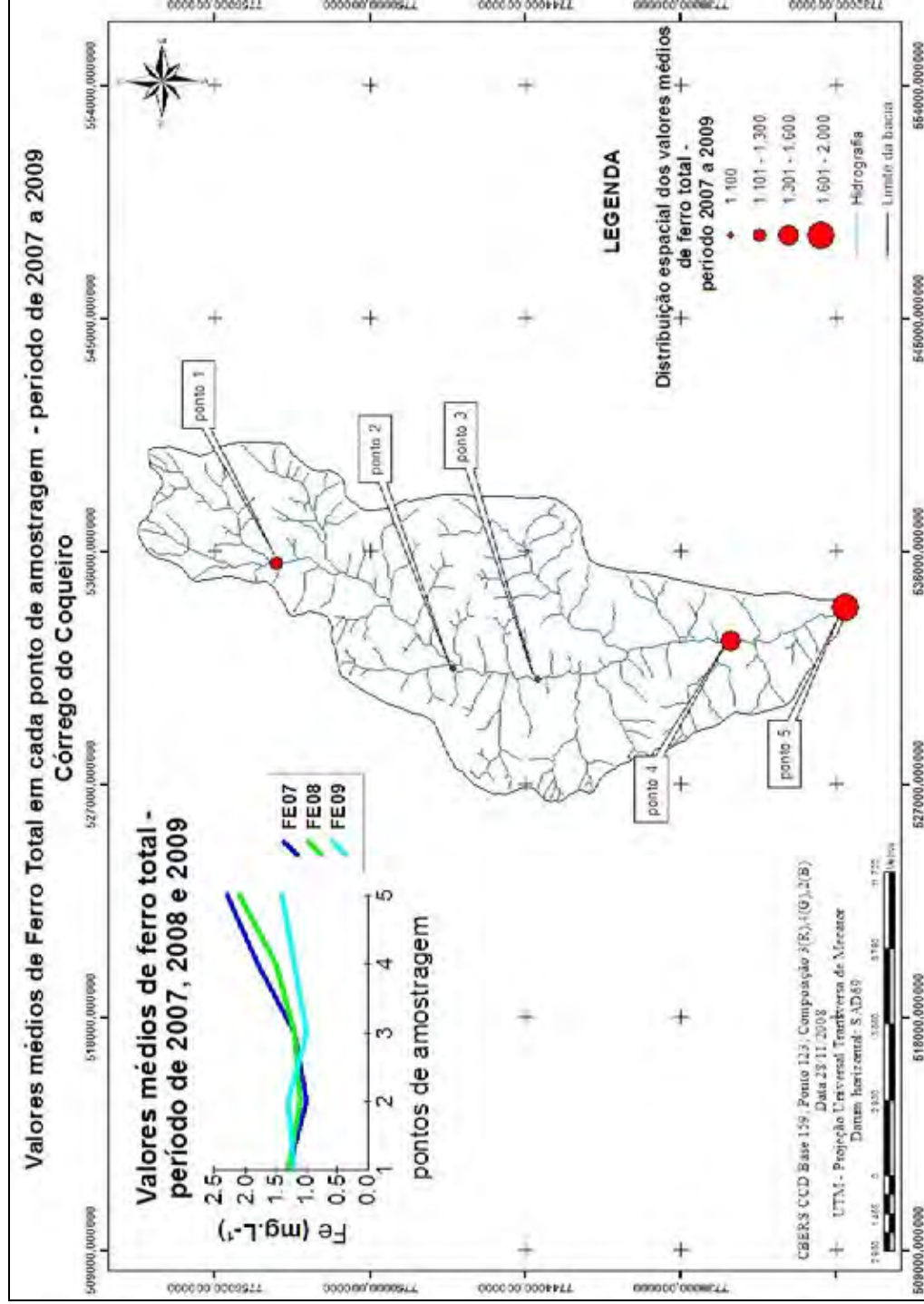


Figura 31. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de ferro total no período de 2007 a 2009.

4.2.4. Oxigênio Dissolvido

A Tabela 11 apresenta os valores mínimos, máximos, médios e a classificação aceitável e inadequado, de acordo com a Resolução do CONAMA Nº357/2005 (BRASIL, 2005), para classe 2.

Tabela 11. Distribuição dos resultados de oxigênio dissolvido de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Classificação	
				Aceitável	Inadequado
Oxigênio dissolvido ¹	mg.L ⁻¹			(% das Amostras)	
Ponto 1	2,8	12,8	7,4	87,9	12,1
Ponto 2	3,0	10,2	6,2	69,7	30,3
Ponto 3	2,6	14,0	8,0	90,9	9,1
Ponto 4	3,4	13,2	8,1	87,9	12,1
Ponto 5	3,0	13,0	7,9	90,9	9,1

¹ Aceitável (= 5 mg.L⁻¹); inadequado (< 5 mg.L⁻¹). Fonte: Brasil (2005).

Pela Tabela 11 pode-se verificar que o ponto 2 apresentou os maiores números de amostras com valores inadequados de oxigênio dissolvidos com dez amostras (30,3%). Os demais pontos com valores inadequados apresentaram a seguinte distribuição: ponto 1 e 4 com quatro amostras (12,1%) e os pontos 3 e 5 com três amostras (9,1%). Os pontos 3 e 5 apresentaram as maiores porcentagens de amostras classificadas como aceitável para a classe 2.

Na prática o oxigênio dissolvido não é um parâmetro utilizado na caracterização da qualidade de água para irrigação, mas sim para manutenção da vida aquática aeróbia, sendo necessário teores mínimos de oxigênio dissolvido de 2 a 5 mg.L⁻¹, de acordo com o grau de exigência de cada organismo (LIBÂNIO, 2005). Assim, como apresentado na Tabela 11 a menor concentração de oxigênio dissolvido foi obtida no ponto 3 com a concentração de 2,6 mg.L⁻¹. Considerando-se apenas os valores médios, os pontos de monitoramento apresentaram concentrações adequadas de oxigênio dissolvido na água.

A Figura 32 ilustra os valores médios de oxigênio dissolvido bem como as barras dos erros padrão no período de avaliação do estudo.

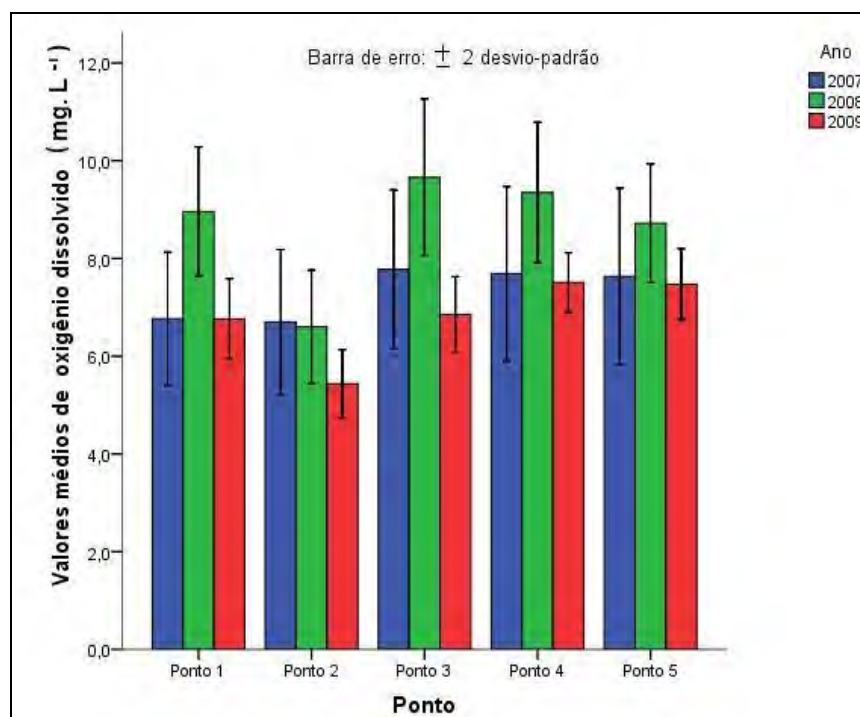


Figura 32. Distribuição dos valores médios de oxigênio dissolvido em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Pela Figura 32 pode-se verificar que o ano de 2008 apresentou as médias mais elevadas de oxigênio na água ($8,7 \text{ mg L}^{-1}$), exceto no ponto 2, sendo que nos demais períodos as médias foram de $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ para o ano de 2007 e $6,8 \text{ mg L}^{-1}$ para o ano de 2009. O ponto 2, como já deparado anteriormente, apresentou as menores concentrações, levando a obter os baixos valores médios, apresentando diferença estatística entre as médias com o ponto 3.

No ano de 2009 o ponto 2 diferiu estatisticamente entre os pontos 4 e 5 respectivamente, em relação a concentração de oxigênio dissolvido na água.

Resultado obtido por Franco (2008) mostrou que o período seco apresentou as maiores concentrações de oxigênio dissolvido na água em comparação ao período chuvoso, provavelmente pela redução na concentração de sólidos em suspensão, com conseqüente aumento da transparência da água, favorecendo a proliferação de algas, que pelo processo de fotossíntese liberam oxigênio promovendo o aumento em suas concentrações (ESTEVES, 1998, 151). Vanzela et al. (2010) encontraram correlações negativas, verificando-se tendência de redução da concentração de oxigênio dissolvido na água com o aumento das áreas agricultadas, matas degradadas e moradias rurais.

A Figura 33 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial das concentrações de oxigênio dissolvido na água do manancial, evidenciando que o ponto 4 apresentou a maior média de oxigênio dissolvido em comparação aos demais pontos de amostragem, seguido do ponto 3. Já o ponto 2, obteve a menor média de concentração de oxigênio dissolvido na água.

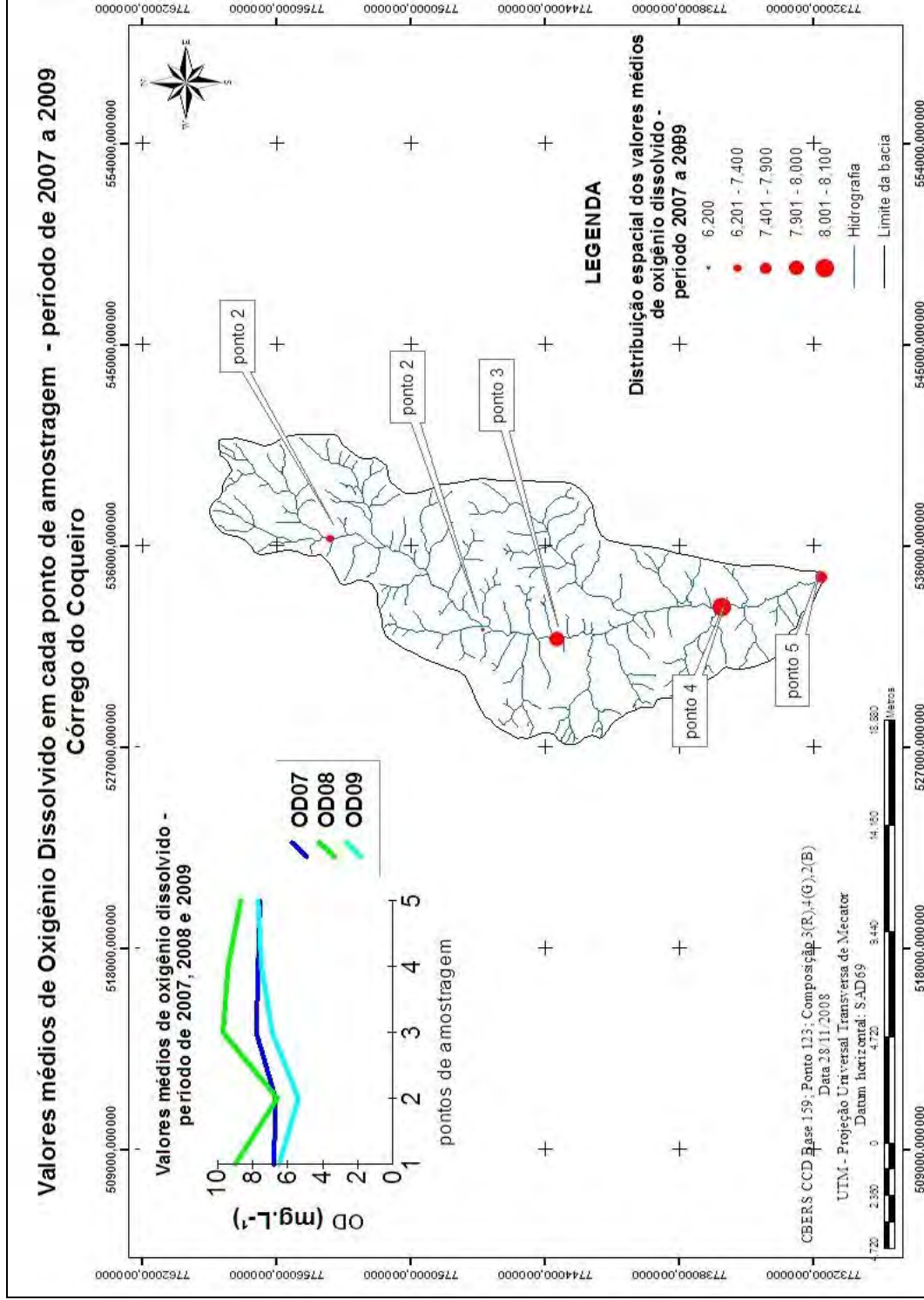


Figura 33. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de oxigênio dissolvido no período de 2007 a 2009.

4.2.5. Dureza Total

A dureza total esta relacionada principalmente à presença de cálcio e magnésio na água podendo formar precipitados, que no sistema de irrigação pode provocar a obstrução dos emissores e microaspersores.

A Figura 34 ilustra os valores médios de dureza total nos anos de execução do presente trabalho. Percebe-se que exceto no ponto 1, o ano de 2007 obteve os menores valores médios de dureza na água ($94,5 \text{ mg.L}^{-1}$), provavelmente pela ocorrência de chuva em dias anteriores a coleta, que pode ter influenciado na queda dos valores por meio da lixiviação desses elementos químicos. No ano de 2008 e 2009 respectivamente, o valor médio de dureza total apresentou a concentração de $98,2 \text{ mg.L}^{-1}$, no entanto não houve diferença estatística entre os pontos de avaliação durante este estudo.

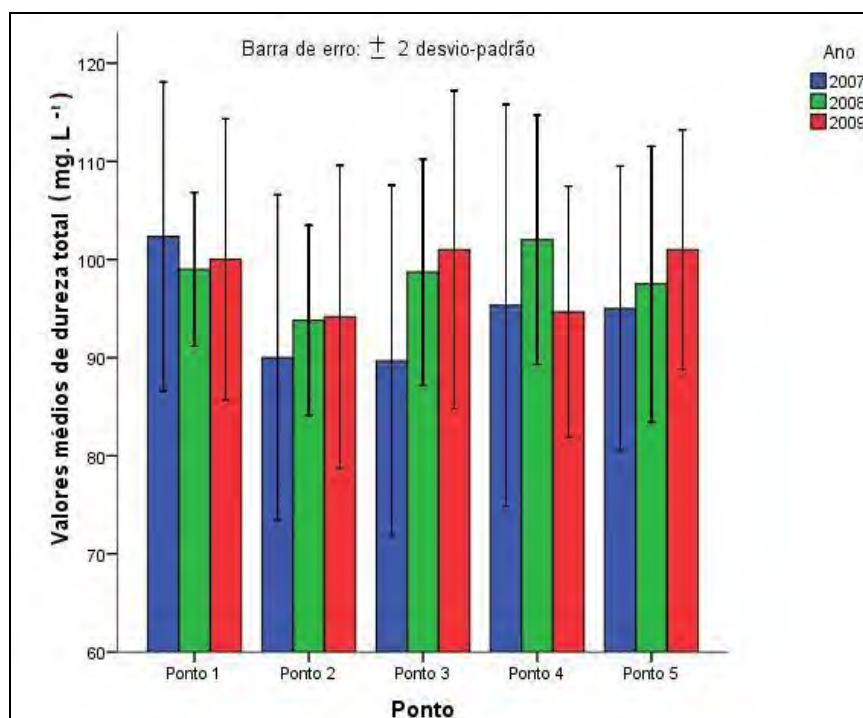


Figura 34. Distribuição dos valores médios de dureza total em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Resultado obtido por Vanzela (2004) demonstrou que no período seco há uma tendência de aumentar a dureza total na água devido ao aumento da concentração de partículas dissolvidas em função da redução da vazão, que,

provavelmente, contribuíram para o aumento da dureza no período seco na água do córrego.

A Figura 35 apresenta o mapa temático, onde ilustra a distribuição espacial dos valores médios de dureza total na água do Córrego do Coqueiro. Verifica-se que o ponto 2, apresentou o menor valor médio dentre os pontos avaliados e o ponto 1 a maior média.

O principal problema da 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 valores de pH acima de 7,5, assim conforme os resultados de pH (Tabela 8), onde algumas amostras apresentaram o valor de pH acima de 7,5 há um certo potencial de ocasionar a precipitação de carbonatos no sistema de irrigação.

Resultado de dureza total obtido por Vanzela et al. (2010) apresentou correlações positivas com as áreas agricultadas (culturas perenes e culturas perenes irrigadas) e habitadas (área urbana e moradias rurais), fato este, que provavelmente poderia explicar este comportamento de dureza total no Córrego do Coqueiro.

Segundo Egreja Filho et al. (1999) as obstruções causadas pelas precipitações químicas de materiais como carbonatos, fosfatos e sulfatos de cálcio ocorrem gradualmente, sendo mais difíceis de serem localizadas e mais favorecidas por altas temperaturas e altos valores de pH. Assim, quando o sistema de irrigação está desligado pode promover a precipitação desses compostos químicos. De acordo com Cararo e Botrel (2007) a redução do pH por adição de ácidos poderiam também auxiliar na prevenção mais eficiente ao entupimento dos emissores.

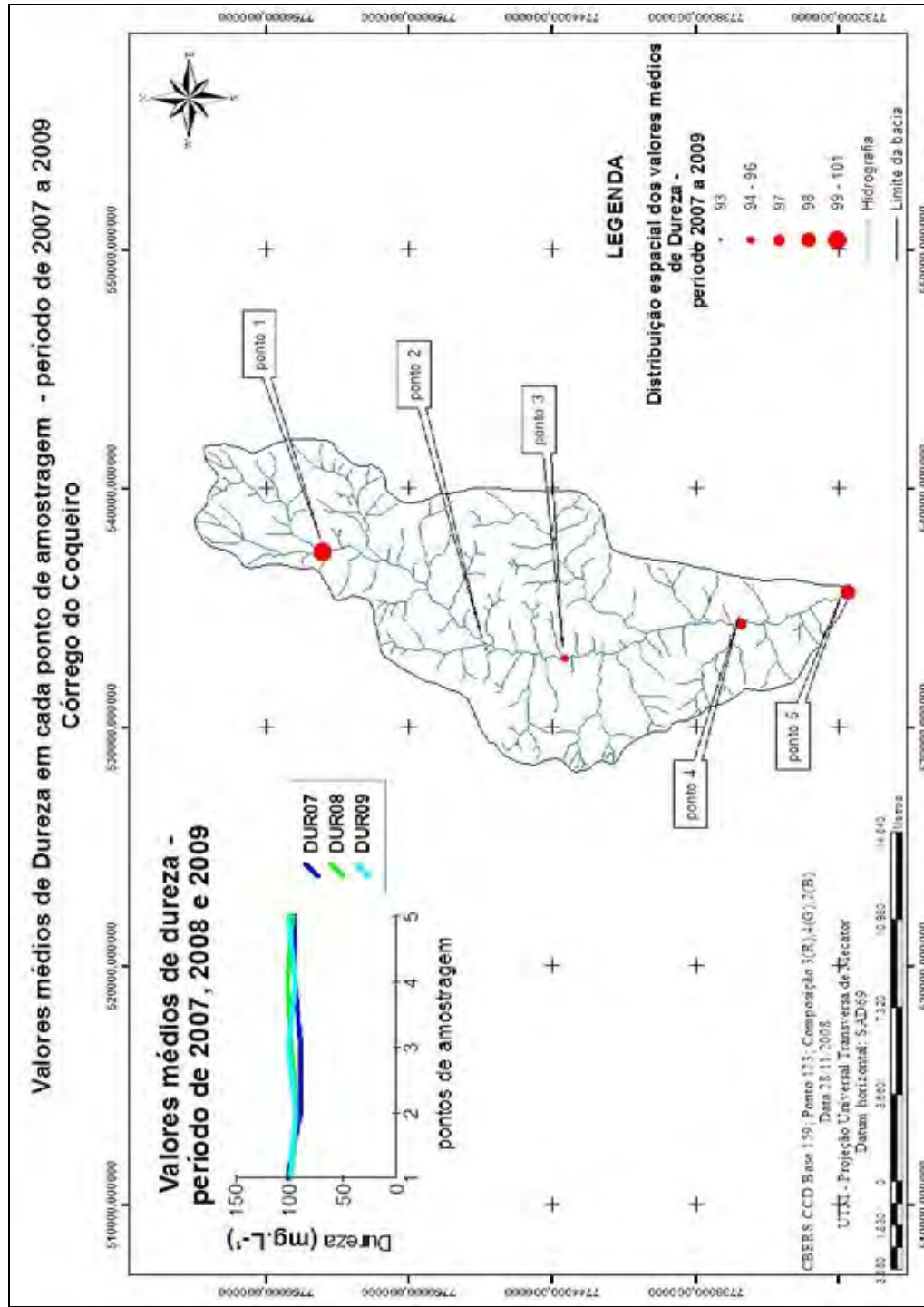


Figura 35. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de dureza total no período de 2007 a 2009.

4.2.6. Cálcio

A Tabela 12 apresenta os valores mínimos, máximos e médios e a classificação de cálcio, de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, verificando-se que em todos os pontos avaliados, os valores de concentração de cálcio na água se mantiveram dentro da classificação normal.

Ainda na Tabela 12, o maior valor de cálcio foi encontrado no ponto 4, com a concentração de 98 mg.L⁻¹. De acordo com Coelho et al. (2002) citado por Vanzela (2004) valores acima de 100 mg.L⁻¹ de cálcio aumentam consideravelmente o risco de precipitação de fertilizantes fosfatados no interior das tubulações de fertirrigação, conforme os resultados obtidos de cálcio no Córrego do Coqueiro os riscos na utilização da água para fins de irrigação pode ser considerado baixo.

Tabela 12. Distribuição dos resultados de cálcio de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano	
				Normal	Alto
Cálcio ¹	mg.L ⁻¹			(% das Amostras)	
Ponto 1	34	90	62,6	100,0	0,0
Ponto 2	26	88	56,5	100,0	0,0
Ponto 3	18	88	53,6	100,0	0,0
Ponto 4	18	98	56,6	100,0	0,0
Ponto 5	18	80	54,6	100,0	0,0

¹ Normal (= 400 mg.L⁻¹), Alto (> 400 mg.L⁻¹). Fonte: Ayers e Westcot (1986).

Resultado obtido por Mélo et al. (2008) em experimento laboratorial, onde a concentração de 66 mg.L⁻¹ e pH da água com 7,5, testando diferentes gotejadores, mostrou uma redução na vazão de até 16,7% em 360 horas de funcionamento. Dessa forma é importante o monitoramento da água do manancial, que devido aos valores de pH pode colaborar para a precipitação de cálcio nos emissores e na tubulação, provocando a obstrução.

A Figura 36 ilustra os valores médios de cálcio nos pontos de amostragem no período de avaliação da pesquisa, verificando-se que houve pouca variação da concentração de cálcio durante o período de avaliação, exceto no ano de 2009 em que apresentou diferença estatística entre os pontos 1 e 3.

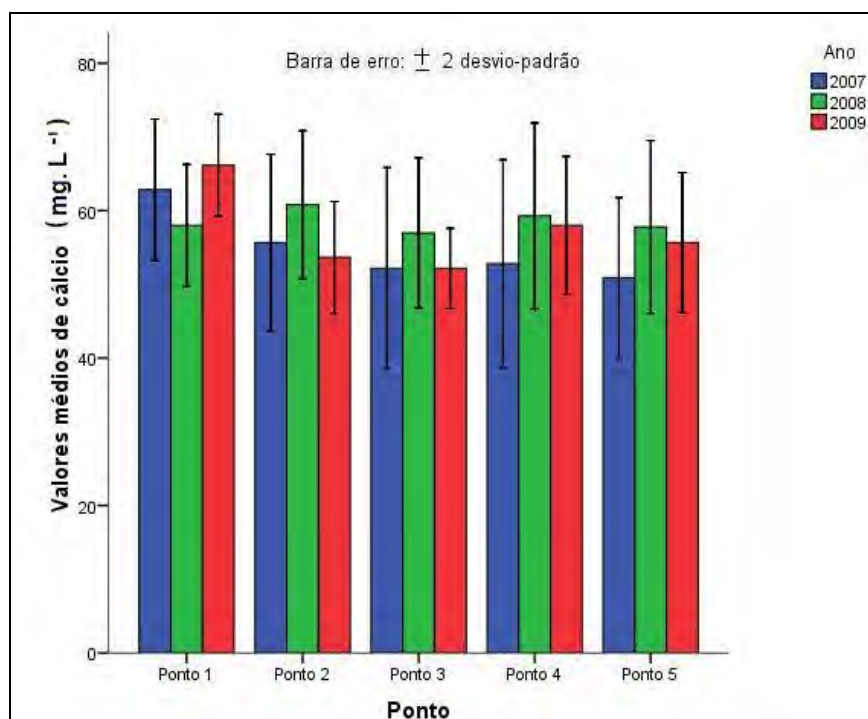


Figura 36. Distribuição dos valores médios de cálcio em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Considerando os valores médios de cada período de avaliação da pesquisa, as concentrações de cálcio na água do manancial, apresentaram os valores de 54,9, 58,6 e 57,1 mg.L⁻¹ para o ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente.

Resultados obtidos por Vanzela (2004) e Franco (2008) mostraram que não houve uma diferença significativa entre período seco e chuvoso, mas que o cálcio apresentou um ligeiro aumento no período seco. Isso corrobora com os dados obtidos nessa pesquisa, pois o ano de 2008 foi o que apresentou o menor volume de chuva acumulada, e ao mesmo tempo apresentou a maior média no resultado de cálcio na água do manancial.

A Figura 37 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de cálcio nos pontos de amostragem, ilustrando que o ponto 3 apresentou a menor média na concentração de cálcio na água, já o ponto 1 com a maior média apresentada em relação aos demais pontos.

Os níveis de concentração desse cátion no ambiente aquático dependem do intemperismo das rochas, a erosão de solos ricos nesses materiais, a precipitação, atividades biológicas e a ação antrópica no uso e ocupação dessas bacias hidrográficas (ESTEVES, 1998).

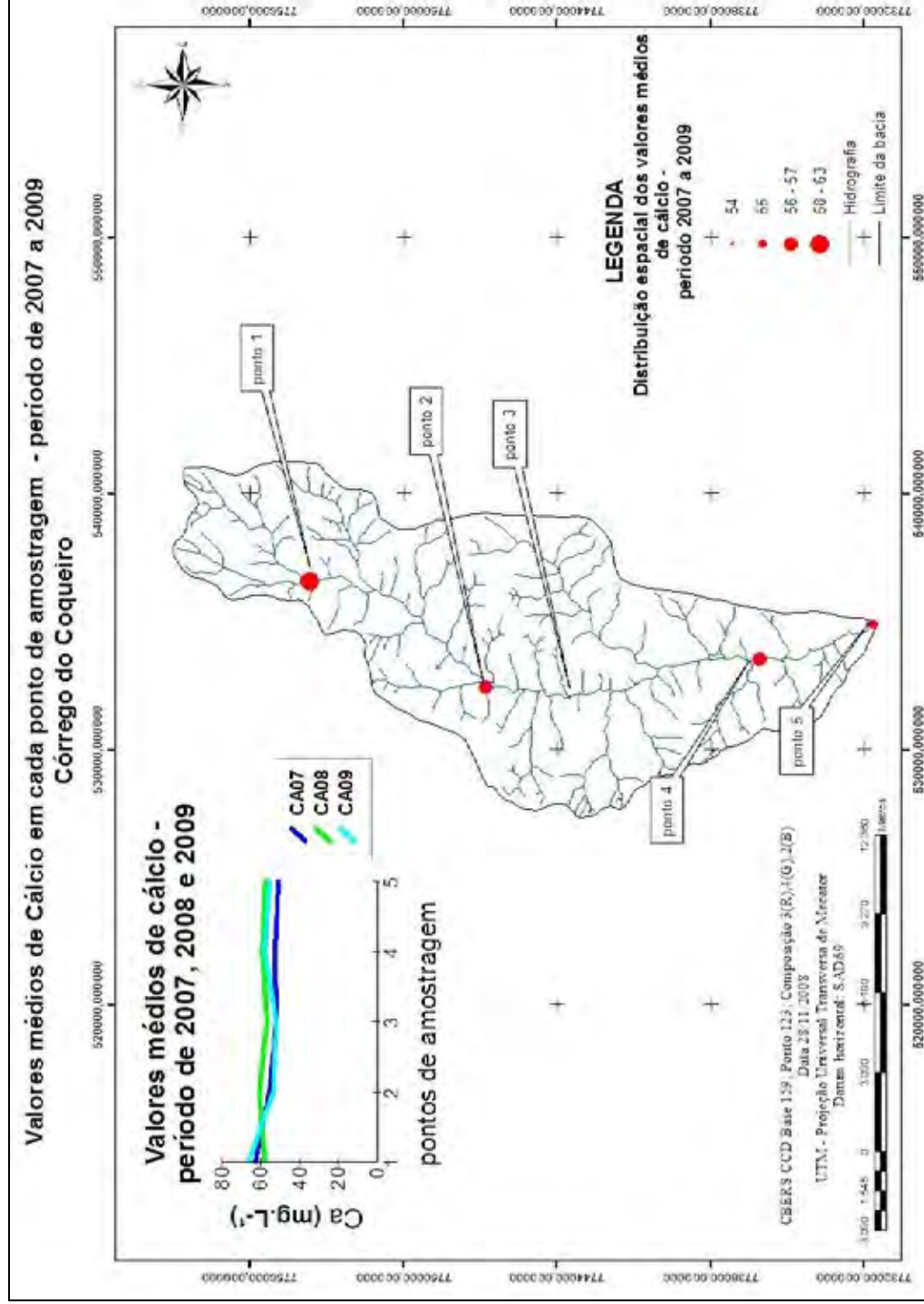


Figura 37. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de cálcio no período de 2007 a 2009.

4.2.7. Magnésio

A Tabela 13 apresenta os valores mínimos, máximos e médios e a classificação de magnésio, de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação. Percebe-se que houve uma tendência de aumentar os valores com o aumento da área da bacia hidrográfica, pelo número de amostras, onde o ponto 1 apresentou duas amostras (5,9%), ponto 2 e 3 respectivamente, com três amostras (8,8%), ponto 4 com quatro amostras (11,8%) e o ponto 5 com cinco amostras (14,7%), com alto potencial de danos aos equipamentos de irrigação, principalmente aos emissores de irrigação localizada, pelo potencial de precipitação de carbonato de magnésio.

De acordo com Pizarro (1996), os precipitados químicos podem ser produzidos quando as condições iniciais da água são modificadas, como pH, temperatura, ocorrência de íons incompatíveis e, sobretudo, a evaporação da água nos emissores após cada irrigação, o que aumenta a concentração dos sais dissolvidos que se precipitam.

Tabela 13. Distribuição dos resultados de magnésio de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Potencial de dano	
				Normal	Alto
Magnésio ¹		mg.L ⁻¹		(% das Amostras)	
Ponto 1	6,0	84,0	39,2	94,1	5,9
Ponto 2	4,0	68,0	34,9	91,2	8,8
Ponto 3	20,0	96,0	42,7	91,2	8,8
Ponto 4	8,0	82,0	40,8	88,2	11,8
Ponto 5	10,0	72,0	43,1	85,3	14,7

¹ Normal (= 60 mg.L⁻¹), Alto (> 60 mg.L⁻¹). Fonte: Ayers e Westcot (1986).

Ainda pela Tabela 13 os maiores valores médios foram apresentados no ponto 3 (42,7 mg.L⁻¹) e o ponto 5 (43,1mg.L⁻¹), respectivamente, apesar de que não houve grande variação dos valores médios.

A Figura 38 apresenta os valores médios de magnésio nos pontos de amostragem e no período de avaliação da pesquisa, evidenciando que houve pouca variação da concentração. O ponto 2 apresentou as menores médias durante o período de avaliação, mas em nenhum momento ocorreram diferenças estatísticas

entre os pontos de avaliação.

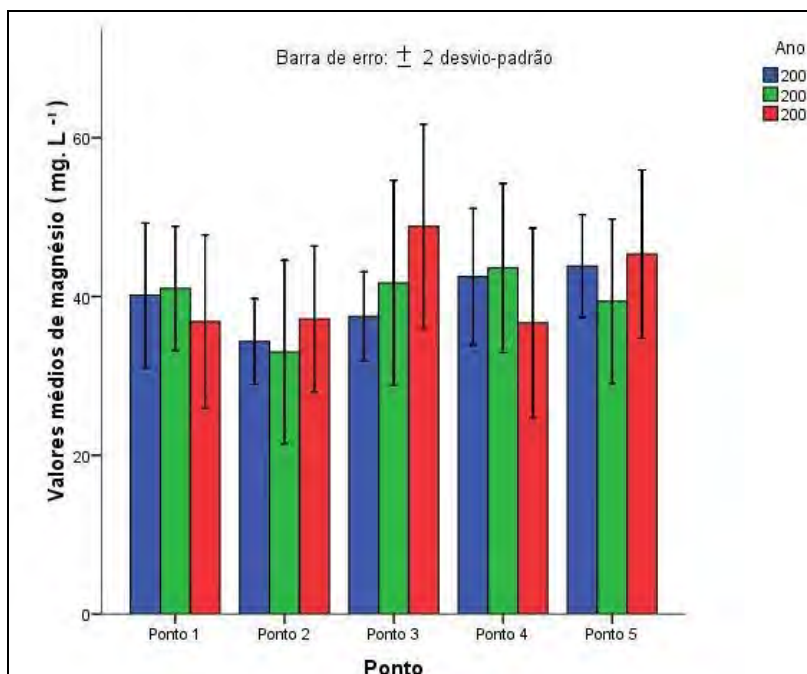


Figura 38. Distribuição dos valores médios de magnésio em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Franco (2008) verificou que não houve nítidas diferenças entre o período seco e chuvoso, para o parâmetro de magnésio. Vanzela (2004) também não encontrou diferença em relação ao magnésio no período seco ou chuvoso, em que alguns pontos de amostragem apresentaram ligeiro aumento no período seco e outros diminuíram nesse mesmo período. Assim, pode-se explicar o mesmo comportamento dos resultados de magnésio nos pontos de amostragem do Córrego do Coqueiro.

Considerando os valores médios do período de avaliação da pesquisa, no ano de 2007, 2008 e 2009, as concentrações de magnésio na água do manancial foram de 39,7, 39,8 e 40,9 mg.L⁻¹ respectivamente.

A Figura 39 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de magnésio nos pontos de amostragem no Córrego do Coqueiro. Os pontos 3 e 5 apresentaram os maiores valores médios de magnésio na água do manancial. Ilustrando ainda que o ano de 2009 esses mesmos pontos, apresentaram os valores médios mais elevados em comparação aos demais pontos. No entanto, em todos os pontos, a média ficou abaixo dos 60 mg.L⁻¹, mostrando que

esse parâmetro provavelmente, não contribui para um possível dano ao sistema de irrigação, mas que precisa ser avaliado, para ter a certeza que não oferece risco quando se utiliza a água do manancial.

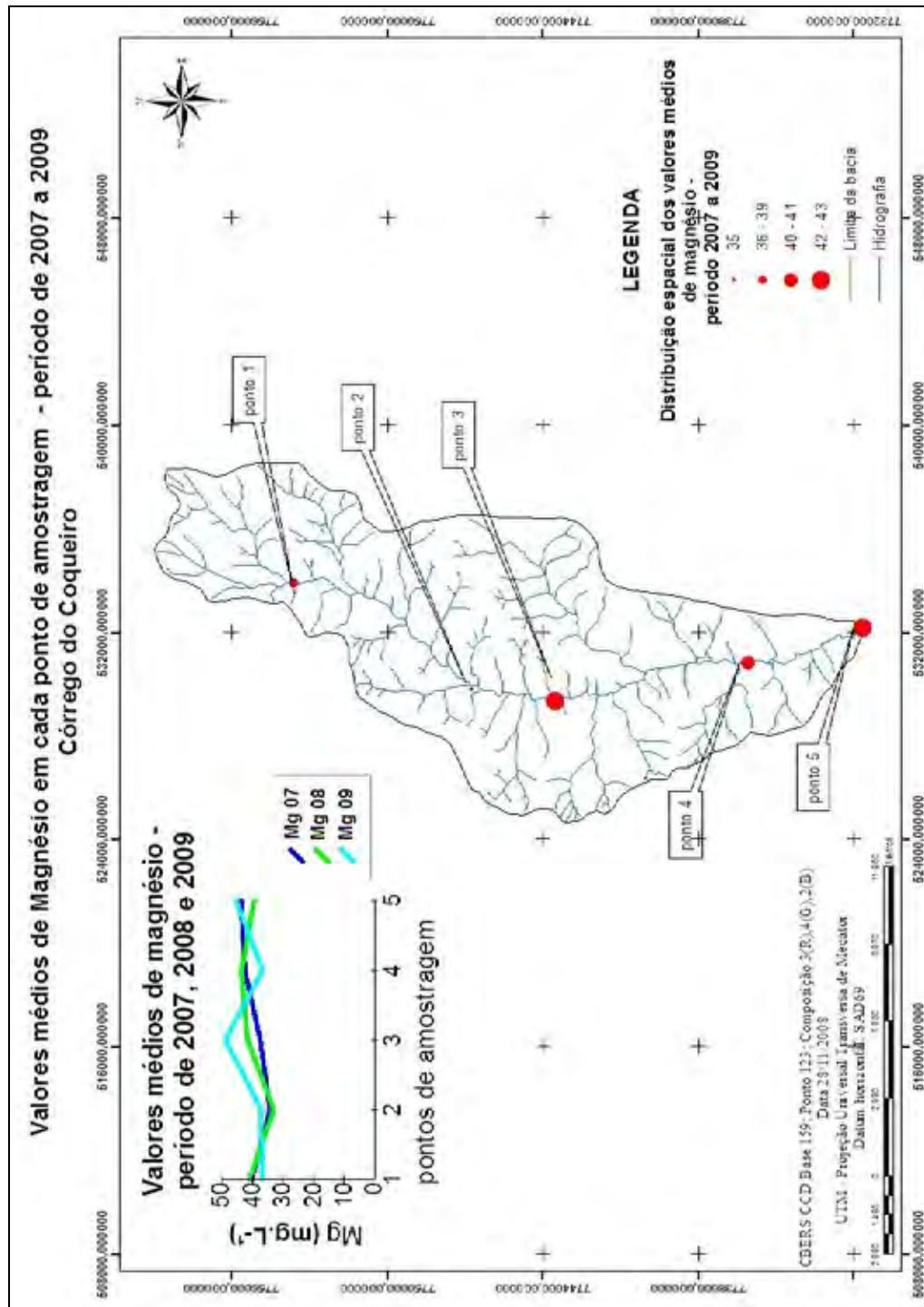


Figura 39. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de magnésio no período de 2007 a 2009.

4.3. Variáveis biológicas

4.3.1. Coliformes Totais

A Tabela 14 apresenta os valores mínimos, máximos e médios e a classificação de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação. Observa-se que apenas o ponto 3 apresentou uma amostra (3,0%) com valor acima do aceitável, obtendo um número mais provável de 5340 em 100 ml de amostra. Os demais pontos de amostragem não apresentaram valores de coliformes acima do permitido, onde 100% das amostras permaneceram dentro da classificação normal.

Tabela 14. Distribuição dos resultados de coliformes totais de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Classificação	
				Normal	Alto
Coliformes Totais ¹	NMP.100 mL ⁻¹			(% das Amostras)	
Ponto 1	120	2950	905	100,0	0,0
Ponto 2	0	3240	784	100,0	0,0
Ponto 3	120	5340	1257	97,0	3,0
Ponto 4	180	4200	1168	100,0	0,0
Ponto 5	180	4680	1307	100,0	0,0

¹ Normal (< 5000 NMP.100 mL⁻¹) ; Inadequado(> 5000 NMP.100 mL⁻¹). Fonte: Brasil (1986).

Ainda na Tabela 14, verifica-se que há uma tendência de aumento do número de coliformes totais na água, com o aumento da área de contribuição da bacia hidrográfica, provavelmente ocasionada pela influência do escoamento superficial proveniente da chuva que atinge a área de drenagem. Assim, em média, o ponto 5 apresentou um aumento de 44,4% em relação ao valor médio encontrado no ponto 1.

A Figura 40 apresenta os valores médios de coliformes totais nos pontos de amostragem durante o período de avaliação da pesquisa, ilustrando que 2007 e 2009 foram os anos onde foram encontrados os valores médios mais elevados, no entanto, esses valores não diferiram estatisticamente entre si.

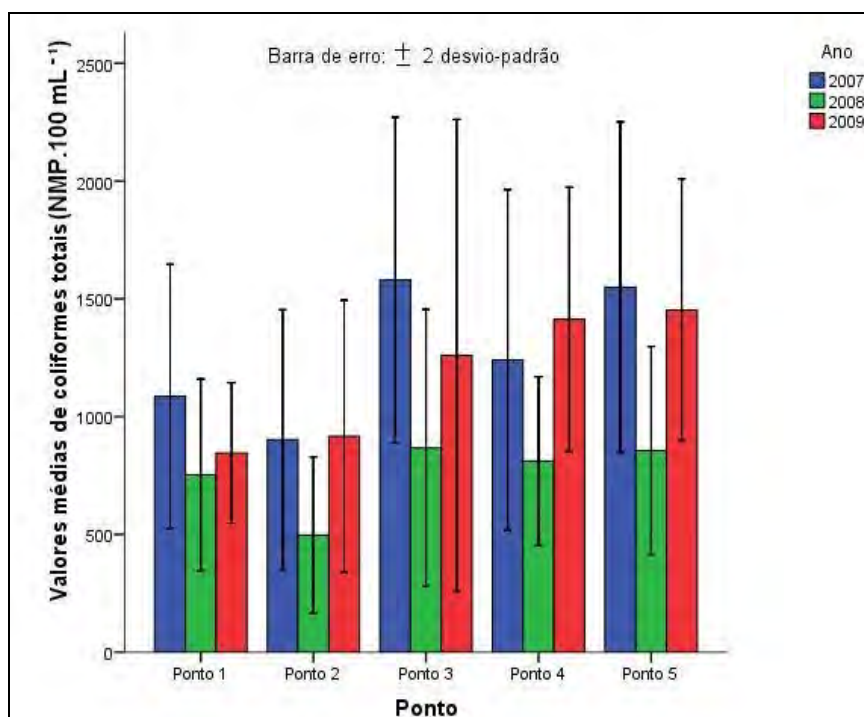


Figura 40. Distribuição dos valores médios de coliformes totais em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Ainda pela Figura 40, o ano de 2008 foi o período que apresentou as menores médias, pois considerando a chuva acumulada, foi o ano em que ocorreu o menor valor total de precipitação, com 1029 mm. Considerando os valores médios de cada período, as concentrações de coliformes totais na água do manancial, no ano de 2007, 2008 e 2009 apresentaram respectivamente médias de 1271,7, 760 e 1177,5 NMP 100 mL⁻¹.

Resultados obtidos por Franco (2008) demonstraram que no período chuvoso ocorreu um aumento no número de coliformes totais na água do córrego do Coqueiro, em relação ao período seco. De acordo com Ribeiro et al. (2005) as variações bruscas do crescimento bacteriano são devidas às diferentes condições do meio ambiente como temperatura, pH, necessidade de oxigênio e nutrientes. Para a maioria das bactérias, o pH ótimo de crescimento se localiza entre 6,5 e 7,5.

Resultados obtidos por Vanzela (2004), Franco et al. (2007) e Barboza et al. (2008) indicaram para o Córrego Três Barras, que devido ao lançamento de efluente da estação de tratamento de esgoto do município de Marinópolis, no ponto 3, as concentrações de coliformes totais são elevadas, nesse trecho do manancial, tornando-a inapropriada para a irrigação conforme os padrões estabelecidos para a

Classe 2.

Embora no Córrego do Coqueiro não haja despejo de efluente urbano, devido a sua elevada área de drenagem, principalmente no período chuvoso, o escoamento superficial favorece o transporte de organismos para o leito do manancial, provenientes da agropecuária - bovinocultura e suinocultura - e mesmo de residência instalada próxima ao corpo d'água. Isso faz com que a quantidade de coliformes seja maior do que em uma microbacia em que haja despejo de efluente de esgoto, conforme os dados obtidos por Barboza et al. (2007), Franco (2008) e Barboza et al. (2008).

Resultado obtido por Vanzela et al. (2010) mostrou que as áreas habitadas, principalmente as moradias rurais, tenderam a aumentar as concentrações de coliformes, possivelmente devido aos dejetos e lixos lançados em aterros domésticos, além da criação de animais, tais como suínos, aves e bovinos leiteiros, nos arredores das moradias, sem condição de tratamento, isso provavelmente é o que ocorre no Córrego do Coqueiro.

A Figura 41 ilustra o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de coliformes totais nos pontos de amostragem no Córrego do Coqueiro. As maiores médias foram encontradas no ponto 5, provavelmente pela influência do escoamento superficial originado pelas chuvas, que transportam microrganismos provenientes, principalmente, das atividades agropecuárias que estão instaladas na bacia hidrográfica do Córrego do Coqueiro.

As doenças de veiculação hídrica podem resultar em sérios problemas de saúde à população, pelo contato direto com a água ou pela contaminação dos alimentos consumidos crus. De acordo com Tundisi et al. (1999), a falta de água de boa qualidade e de saneamento resulta em milhões de casos de doenças de veiculação hídrica.

Além do potencial de causar doenças, essas bactérias no sistema de irrigação reduzem a vazão ou mesmo causam o entupimento dos emissores (Resende et al., 2000). Assim, é importante a determinação desse parâmetro para conscientizar os irrigantes quanto ao uso de técnicas de irrigação que minimizem o contato direto da água com os alimentos.

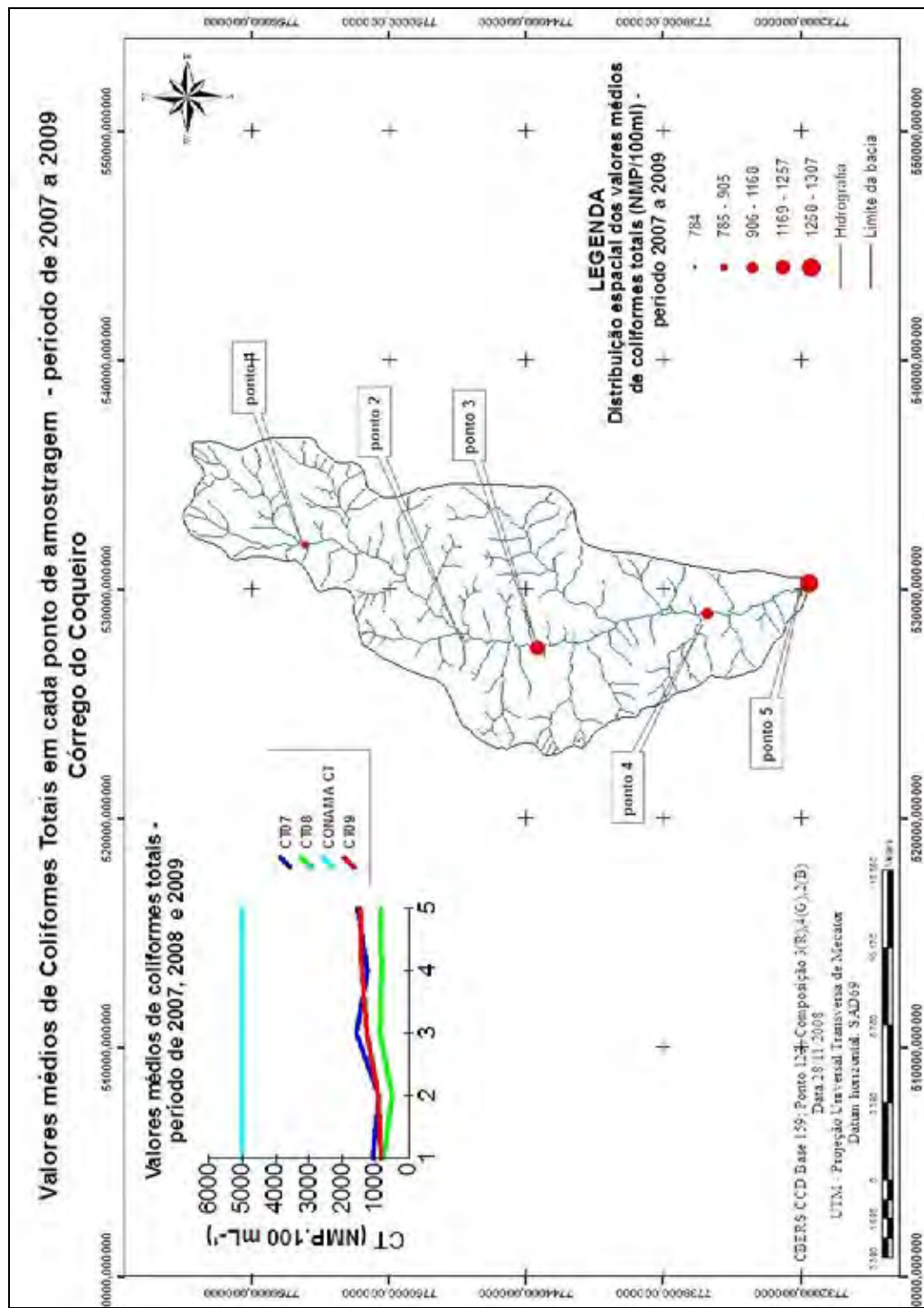


Figura 41. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de coliformes totais no período de 2007 a 2009.

4.3.2. Coliformes Fecais

A Tabela 15 apresenta os valores mínimos, máximos e médios e a classificação de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação. Observa-se que o ponto 2 apresentou uma amostra (3,0%) com valor acima do aceitável, e os demais pontos de coleta apresentaram duas amostras (6,1%) com alto valor de coliformes fecais para a utilização na irrigação, conforme estabelecido para a Classe 2.

Tabela 15. Distribuição dos resultados de coliformes fecais de acordo com os padrões de qualidade de água para a irrigação, período de 2007 a 2009.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Médio	Classificação	
				Normal	Alto
Coliformes Fecais ¹	NMP.100 mL ⁻¹			(% das Amostras)	
Ponto 1	0	1380	267	93,9	6,1
Ponto 2	0	1080	154	97,0	3,0
Ponto 3	0	1500	287	93,9	6,1
Ponto 4	18	2400	307	93,9	6,1
Ponto 5	0	2400	373	93,9	6,1

¹ Normal (< 1000 NMP.100 mL⁻¹) ; Inadequado(> 1000 NMP.100 mL⁻¹). Fonte: Brasil (1986).

Ainda pela Tabela 15, verifica-se que em média, esta apresentou um comportamento semelhante aos coliformes totais, onde houve uma tendência de aumentar o valor com o aumento da área da bacia hidrográfica. Dessa forma o ponto 5 apresentou um aumento no valor médio de 39,7% em relação ao ponto 1. E ainda, os valores máximos foram encontrados nos pontos 4 e 5 com o número mais provável de 2400 em 100 ml de amostra de água. No entanto, os valores médios ficaram dentro do limite estabelecido para água utilizada na irrigação de plantas frutíferas, conforme a legislação para a Classe 2.

A Figura 42 ilustra os valores médios de coliformes fecais nos pontos de amostragem no período de avaliação da pesquisa. Observa-se que o ano de 2007 apresentou os maiores valores médios de coliformes nos pontos de amostragem do Córrego do Coqueiro, e que exceto pelo ponto 2, apresentou uma tendência de aumentar a concentração de microrganismos na água, provavelmente pelo influência da chuva em dias anteriores a coleta, que proporcionou um carreamento de bactérias para dentro do manancial. No entanto, nesse período não houve diferença

significativa nos valores médios de coliformes fecais.

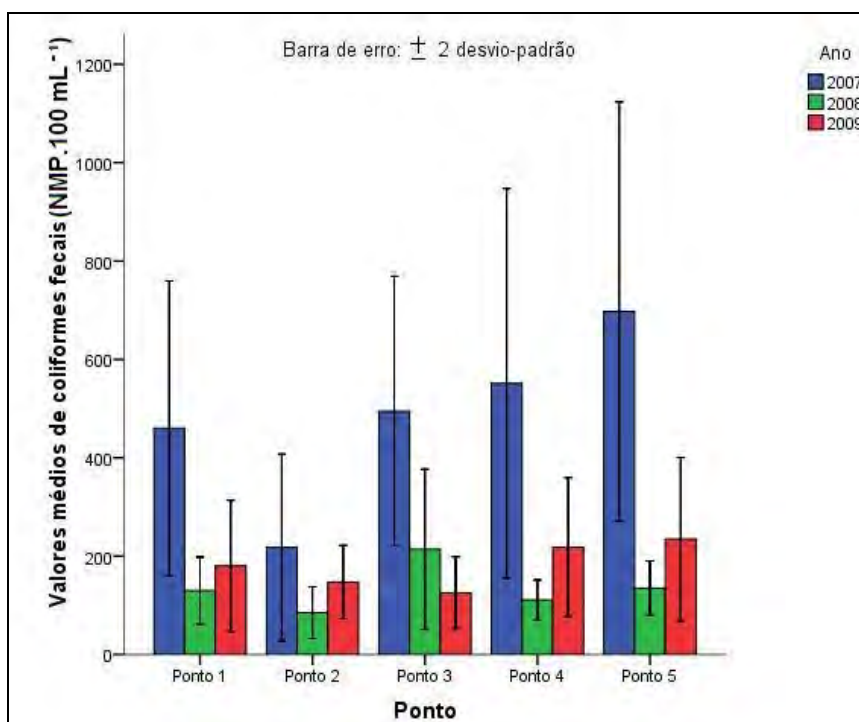


Figura 42. Distribuição dos valores médios de coliformes fecais em cada ponto de amostragem no período de 2007 a 2009.

Diferenças estatísticas nos pontos de amostragem ocorreram no ponto 3, entre os anos de 2007 e 2009 e no ponto 5 entre os anos de 2007 e 2008. O ano de 2007 apresentou as maiores médias de coliformes fecais, com NMP de 484,3. Já os anos de 2008 e 2009 apresentaram médias no resultado de coliformes fecais de 134,9 e 181,1 NMP.100 mL⁻¹, respectivamente.

Franco (2008) encontrou diferença estatística entre o período seco e chuvoso em relação ao número de coliformes fecais na água do Córrego do Coqueiro, onde foi observado que o período chuvoso favorece o aumento de coliformes na água, devido ao escoamento superficial das áreas agrícolas como introdutórias de microorganismos por meio de resíduos das habitações, percolação de fossas, criadouros de animais ou de áreas contaminadas por excrementos de origem humana. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva e Bringel (2007) em que avaliaram a incidência de coliformes fecais em água utilizada para a irrigação de

hortaliças no município de Paço do Lumiar - MA, em que os menores valores foram encontrados no período seco e os valores maiores no período chuvoso.

A Figura 43 apresenta o mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de coliformes fecais nos pontos de amostragem no Córrego do Coqueiro, apresentando uma tendência de aumento do número mais provável de coliformes fecais a medida que se distancia em sentido do ponto final do manancial, evidenciando que o aumento da área de contribuição gerada pelo deflúvio proveniente da chuva, faz com que os microrganismos sejam transportados para o leito do manancial, sendo um fator agravante quando se utiliza a água, principalmente no trecho final do córrego.

O mesmo comportamento foi obtido por Barboza et al. (2007) ao verificarem alta concentração no ponto final desse mesmo córrego, mostrando a influência do deflúvio no aumento de coliformes na água do manancial, concluindo que apesar de não haver uma descarga de efluentes urbanos no Córrego do Coqueiro, pode haver uma grande concentração de coliformes devido principalmente, as atividades agropecuárias da região. Segundo Coffey et al. (2010) em captações de água de fontes difusas, a contaminação por organismos patogênicos pode resultar do esterco de animais confinados, utilizados como adubo. Segundo Nolasco et al. (2005) a poluição ambiental causada por dejetos animais, é um problema muito sério devido ao elevado número de contaminantes, causando degradação do ar, do solo e principalmente dos recursos hídricos. Segundo esses mesmos autores, os principais constituintes dos dejetos suínos que afetam as águas superficiais são as bactérias fecais. De acordo com Larsen et al. (1993), em seus estudos sobre o manejo apropriado de rebanhos com objetivo de minimizar os impactos na qualidade bacteriológica de cursos d'água aos quais os animais têm acesso, a contaminação bacteriológica ocorre quando os resíduos dos bovinos são depositados diretamente ou próximos aos rios. Provavelmente, é o que ocorre no Córrego do Coqueiro.

Sabendo-se da importância do córrego do Coqueiro para a região que se caracteriza pela agricultura irrigada de frutíferas para o consumo *in natura*, a presença de coliformes fecais pode indicar problemas pela ingestão de alimento contaminado sendo necessário a utilização de técnicas de irrigação que minimizem o contato direto a cultura.

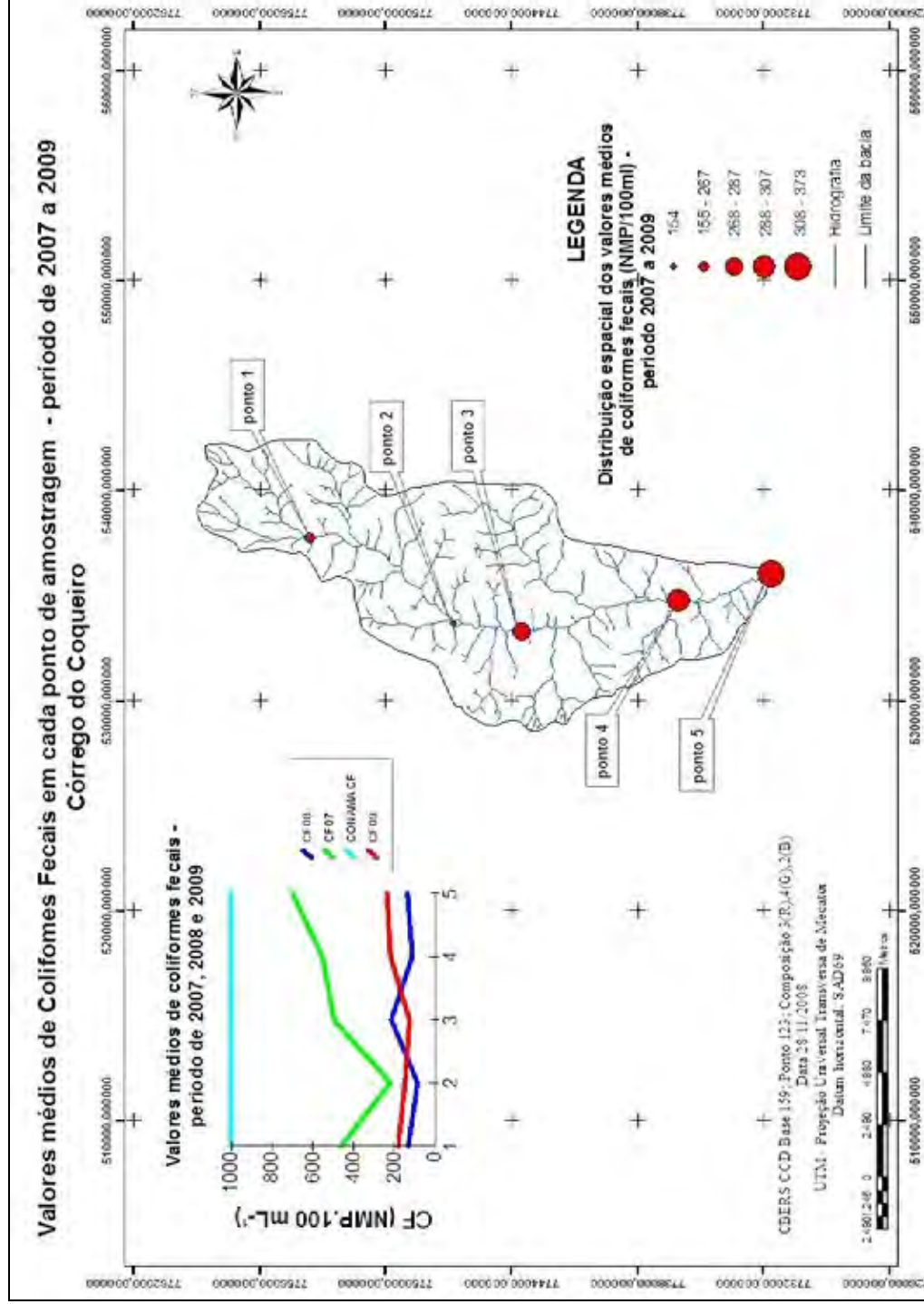


Figura 43. Mapa temático com a distribuição espacial dos valores médios de coliformes fecais no período de 2007 a 2009.

4.4. Vazão e Descarga Sólida Total

4.4.1. Vazão e descarga sólida total no ponto 1

A Tabela 16 apresenta os resultados das vazões no ponto 1 do Córrego do Coqueiro, no período de 2007 a 2009. Nesse ponto do manancial, próximo a nascente, a vazão média foi de 535,43 m³ h⁻¹, sendo que a máxima foi de 2410,12 m³ h⁻¹ registrada no dia 31/01/2008 e mínima de 99,10 m³ h⁻¹ ocorrida no dia 11/10/2007. Essa última foi inferior a vazão Q₇₋₁₀, sendo que a vazão de referência, é entendida, como o valor que pode se repetir, probabilisticamente, a cada 10 anos, compreendendo a menor média obtida em 7 dias consecutivos. Esta fornece estimativa da disponibilidade hídrica dos escoamentos naturais de água da bacia hidrográfica e para o Estado de São Paulo no qual o volume outorgado obedece a 50% do valor da vazão de referência, sendo assim o ponto 1 corresponde a uma disponibilidade de 54 m³ h⁻¹.

Tabela 16. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 1, período de 2007 a 2009.

Vazão mínima (m ³ h ⁻¹)	99,10
Vazão máxima (m ³ h ⁻¹)	2410,12
Vazão média (m ³ h ⁻¹)	535,43
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos (m ³ h ⁻¹)	108,0

A Figura 44 ilustra as vazões médias no período de avaliação no ponto 1, verificando-se que não houve grande variação nos resultados médios das vazões. O ano de 2007 apresentou média de 623,4 m³ h⁻¹, 2008 apresentou média de 610,3 m³ h⁻¹, e o ano de 2009 apresentou a menor média, 395,4 m³ h⁻¹, apesar de não ter havido diferenças estatísticas entre as médias dos anos de avaliação. Cabe ressaltar, que devido a metodologia de medição da vazão, quando ocorre o transbordamento da calha do rio (Figura 15) proveniente da chuva, não há possibilidade de se traçar a seção transversal do córrego, assim não ocorre a medição da vazão. Desta maneira, no ano de 2007 houve nove medições, em 2008 ocorreram 10 medições e em 2009 foram registradas 11 medições de vazão.

Resultados obtidos por Franco (2008) mostraram que houve diferença entre o período seco e chuvoso, destacando que o período chuvoso apresentou os maiores volumes de água no manancial, e que a maior necessidade de uso na irrigação corresponde ao período seco, quando apresentam os menores volumes.

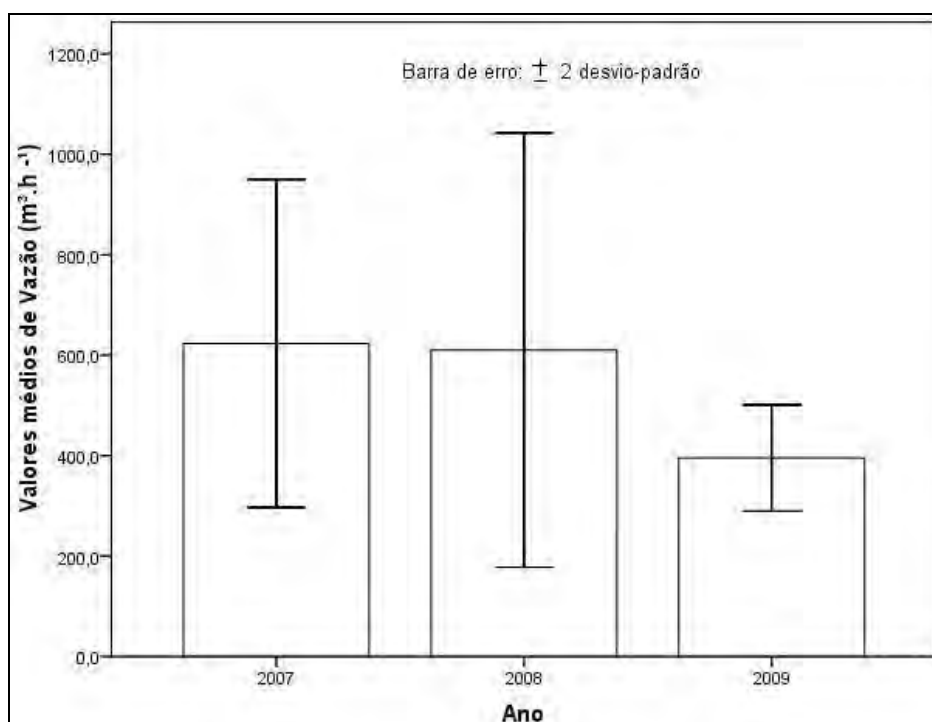


Figura 44. Vazões médias no período de 2007 a 2009, no ponto 1.

A Tabela 17 apresenta os valores mínimo, máximo e a média de descarga sólida total para a sub bacia 1, verificando-se que em média este ponto do manancial contribuiu com uma descarga sólida de 4153,07 kg dia⁻¹ durante o período de monitoramento.

Tabela 17. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 1, período de 2007 a 2009.

DST mínima (kg dia ⁻¹)	300,17
DST máxima (kg dia ⁻¹)	26074,56
DST média (kg dia ⁻¹)	4153,07
DSesp.média (kg km ⁻² .dia ⁻¹)	214,07

Considerando a área dessa sub bacia (19,4 km²) a descarga sólida específica média foi de 214,07 kg km⁻².dia⁻¹, sendo classificada como moderada na contribuição

de sedimentos para o manancial.

A Figura 45 apresenta a descarga sólida para cada ano de monitoramento, verificando que o ano de 2007 apresentou a maior descarga média, no ponto 1, com 9570,2 kg dia⁻¹, seguido do ano de 2008 com 3360,1 kg dia⁻¹ e para o ano de 2009 com 1354,6 kg dia⁻¹. Ocorreu diferença estatística entre o ano de 2007 e 2009, onde no primeiro ano de avaliação obteve-se um valor 606,5% maior que no último ano de monitoramento, considerando o valor médio da descarga sólida total.

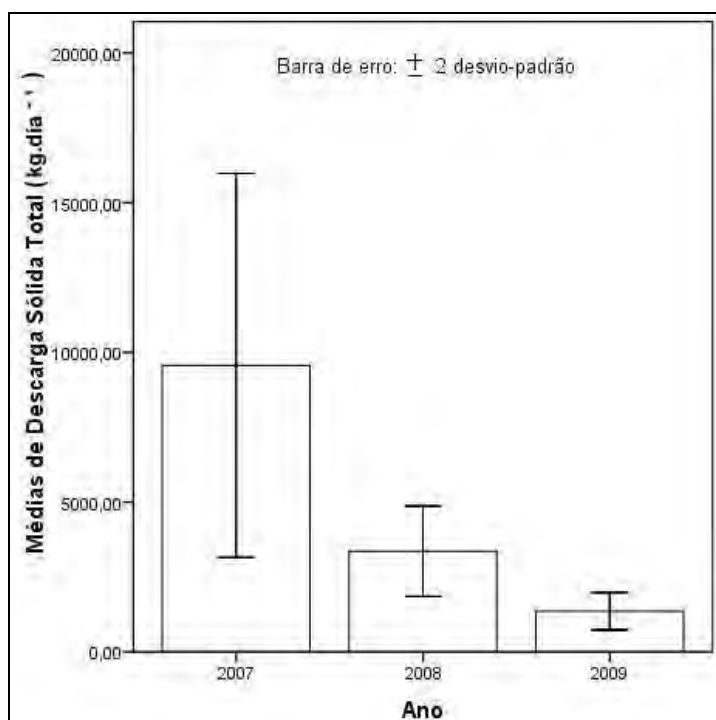


Figura 45. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009, no ponto 1.

Esses resultados dos valores de descarga sólida total são semelhantes aos valores de vazão, quando no ano de 2007 devido ao volume de chuva, principalmente ocorrida às vésperas da coleta, proporcionaram os maiores volumes de água do manancial e conseqüentemente os maiores valores na descarga de sedimentos para o leito enquanto o ano de 2009 apresentou o menor valor médio. Resultado obtido por Vanzela et al. (2004) no Córrego Três Barras, apresentando uma área total de 17,7 km² registrou uma descarga sólida total de 327,4 kg dia⁻¹ (119,5 tonelada/ano).

4.4.2. Vazão e descarga sólida total no ponto 2

A Tabela 18 apresenta os resultados das vazões no ponto 2 do Córrego do Coqueiro no período de 2007 a 2009. Verifica-se que a menor vazão registrada nesse ponto do manancial foi de 398,3 m³ h⁻¹ no dia 11/10/2007. A máxima ocorreu no dia 24/05/2007 quando se registrou 6363,41 m³ h⁻¹, apresentando uma vazão média no período da pesquisa de 1781,58 m³ h⁻¹ e a vazão de referência de 378 m³ h⁻¹.

Tabela 18. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 2 no período de 2007 a 2009.

Vazão mínima (m ³ h ⁻¹)	398,30
Vazão máxima (m ³ h ⁻¹)	6363,41
Vazão média (m ³ h ⁻¹)	1781,58
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos (m ³ h ⁻¹)	378,0

Ainda na Tabela 18, a vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos é de 378 m³ h⁻¹, que permite utilizar um volume outorgado de 189 m³ h⁻¹.

A Figura 46 ilustra as vazões médias no período de avaliação no ponto 2, observando que no ano de 2007 foram registradas as médias mais elevadas com 2608,8 m³ h⁻¹, no ano de 2008 com média de 1365,1 m³ h⁻¹ e o ano de 2009 com 1445,5 m³ h⁻¹. Devido a chuva ocorrida em dias anteriores a coleta, o ano de 2007 apresentou a média mais elevada, no entanto, não foram encontradas diferenças estatísticas entre esses períodos de avaliação.

Semelhante ao que ocorreu no ponto 1, devido a metodologia utilizada e o volume ultrapassar a calha do rio, foram realizadas nove medições de vazão nos anos de 2007 e 2008, respectivamente e no ano de 2009 foram 11 medições.

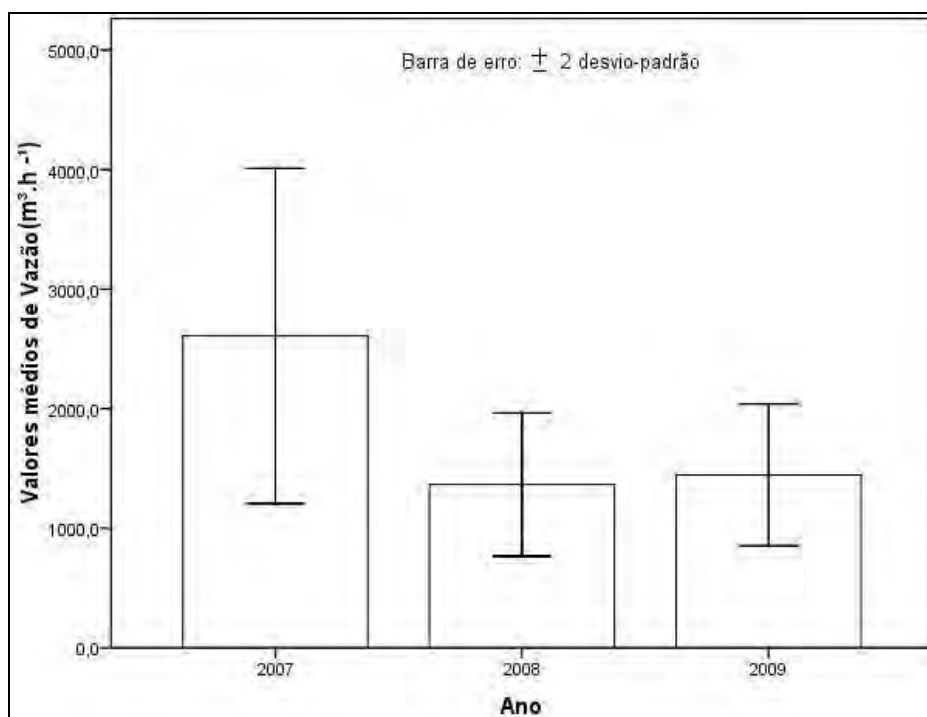


Figura 46. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 2.

A Tabela 19 apresenta os resultados de descarga sólida total no ponto 2 do Córrego do Coqueiro, onde apresentou uma descarga média de 7047,4 kg dia⁻¹ de sedimentos para o manancial. A área de contribuição deste trecho do córrego apresenta 68,5 km², sendo assim a descarga específica média corresponde a 103,9 kg km⁻².dia⁻¹, sendo classificada como baixa conforme Carvalho (2002).

Tabela 19. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 2 no período de 2007 a 2009.

DST mínima (kg dia ⁻¹)	319,77
DST máxima (kg dia ⁻¹)	47982,88
DST média (kg dia ⁻¹)	7047,40
DSesp.média (kg km ⁻² .dia ⁻¹)	103,9

A Figura 47 ilustra a distribuição dos valores médios para cada ano de avaliação da pesquisa, onde foram obtidas as médias de 14738,3, 7051,9 e 2149,5 kg dia⁻¹ para os anos 2007, 2008 e 2009, respectivamente. Apesar do ano de 2007 ter sido 109 e 585,7% superior ao ano de 2008 e 2009 respectivamente, estatisticamente não houve diferença entre os valores de cada período.

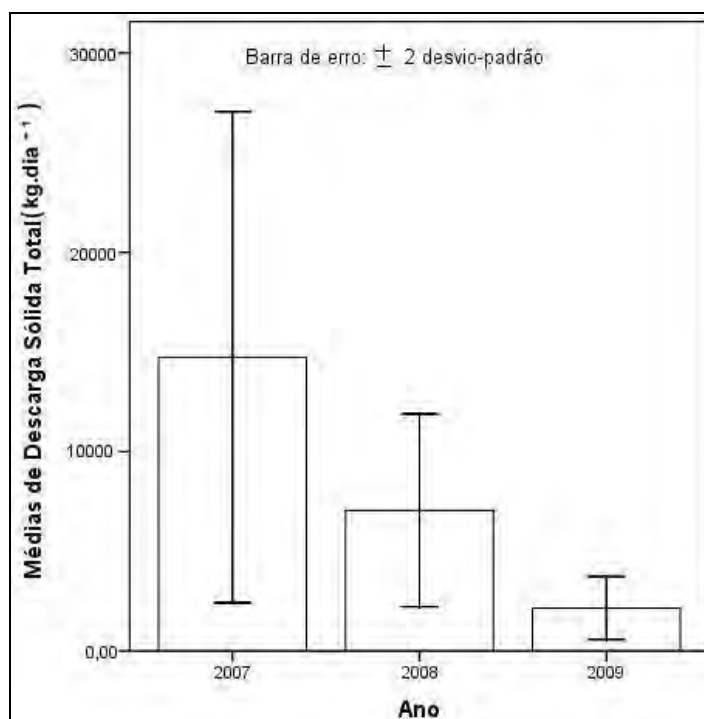


Figura 47. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 2.

A chuva do ano de 2007 influenciou o valor médio de descarga sólida total, assim apresentando a maior média. Os resultados estão de acordo com Vanzela et al. (2008) que no período chuvoso encontrou uma descarga de sólidos totais de 122 kg dia⁻¹ e no período seco o valor de 115 kg dia⁻¹ no ponto exutório do Córrego Três Barras, evidenciando a influência da chuva nos valores de descarga sólida no corpo d'água.

4.4.3. Vazão e descarga sólida total no ponto 3

A Tabela 20 apresenta os resultados das vazões no ponto 3 do Córrego do Coqueiro, no período de 2007 a 2009, verificando-se uma vazão mínima de 425,30 m³ h⁻¹ registrada no mesmo dia que os pontos anteriores, 11/10/2007. A maior vazão foi registrada no dia 24/05/2007 com 8460 m³ h⁻¹. A vazão mínima de referência é de 493,2 m³ h⁻¹, sendo permissíveis 50% dessa vazão, o que representa um volume de 246,6 m³ h⁻¹.

Tabela 20. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 3, período de 2007 a 2009.

Vazão mínima ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	425,30
Vazão máxima ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	8460,00
Vazão média ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	2135,58
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	493,2

A Figura 48 ilustra as vazões médias no período de avaliação no ponto 3. Assim como nos pontos anteriores, o ano de 2007 correspondeu a maior média com $3246,2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, no ano de 2008 com $1649,7 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ e o ano de 2009 apresentou uma média de $1624,4 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, sendo que para esses dois últimos anos, as vazões apresentaram comportamento semelhantes e em nenhum período houve diferença estatística entre os valores médios.

Similares aos pontos anteriores, as medições das vazões em 2007 e 2008 foram de nove registros e no ano de 2009, foram registradas 11 medições, devido ao volume de água ultrapassar as margens do rio, não sendo possível medir o perfil transversal.

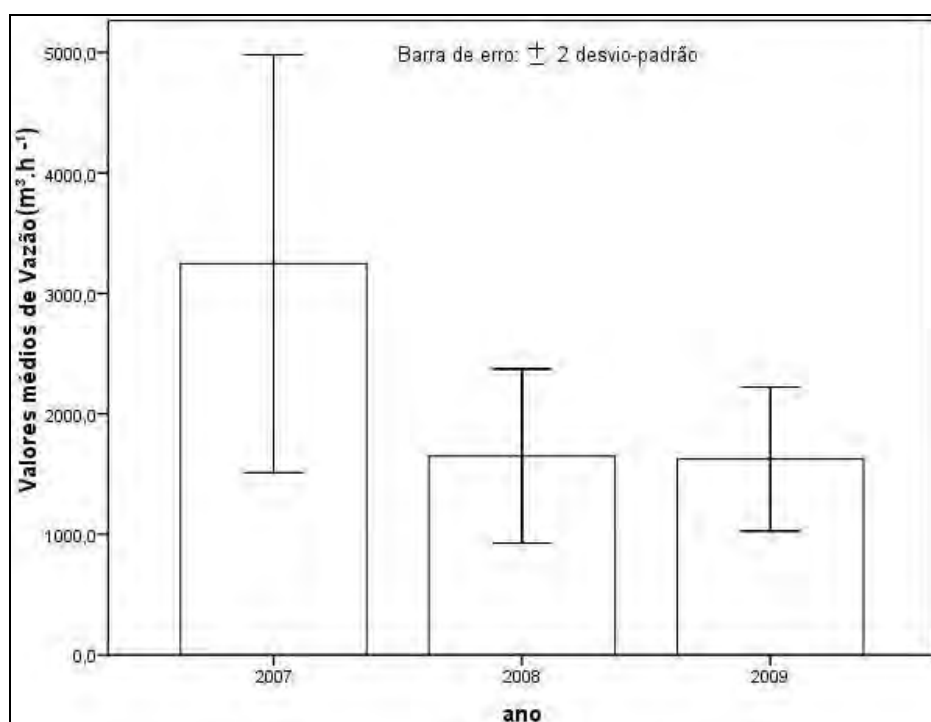


Figura 48. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 3.

A Tabela 21 apresenta os valores da descarga sólida total no ponto 3 do Córrego do Coqueiro, onde o valor médio apresentado durante o período de avaliação foi de 8156,64 kg dia⁻¹. Assim pela área de contribuição de 89,7 km², a descarga sólida específica média corresponde a 90,9 kg km⁻² dia⁻¹, sendo classificada como baixo na contribuição de sedimentos para o manancial.

Tabela 21. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 3, período de 2007 a 2009.

DST mínima (kg dia ⁻¹)	212,34
DST máxima (kg dia ⁻¹)	66487,37
DST média (kg dia ⁻¹)	8156,64
DSesp.média (kg km ⁻² .dia ⁻¹)	90,9

A Figura 49 ilustra os valores médios de descarga sólida total de cada ano de avaliação para o ponto 3 do manancial, apontando que o ano de 2007 apresentou a maior média de descarga sólida total com média de 22579 kg dia⁻¹. Já os anos de 2008 e 2009 respectivamente apresentaram médias de 5443,2 e 1198,9 kg dia⁻¹.

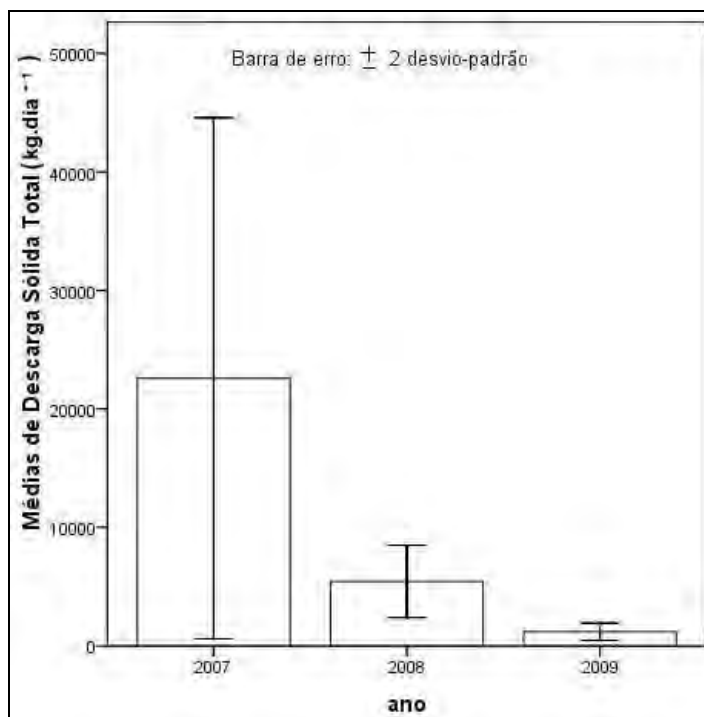


Figura 49. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 3.

Ainda de acordo com a Figura 49, diferença estatística ocorreu apenas entre os anos de 2008 e 2009, sendo que, na média o ano de 2008 obteve um valor superior de 354,02% em relação ao valor médio do ano de 2009. De acordo com Feba et al. (2006) para o Córrego Água da Bomba a descarga sólida total média da microbacia foi de 78143,2 kg dia⁻¹, entretanto, os autores concluíram que nem toda essa descarga sólida é referente à perda de solo, pois existe a contribuição média da ETE, calculada em 28689,70 kg dia⁻¹ e que subtraindo-se a contribuição da ETE, encontra-se o valor de 49453,50 kg dia⁻¹. Assim como não há lançamento de efluente doméstico na água superficial do Coqueiro, a contribuição de sedimentos está relacionada provavelmente a prática inadequada do manejo do solo.

4.4.4. Vazão e descarga sólida total ponto 4

A Tabela 22 apresenta os resultados das vazões no ponto 4 do Córrego do Coqueiro, no período de 2007 a 2009. Verificou-se nesse trecho do manancial uma vazão máxima de 9482,26 m³ h⁻¹ ocorrida no dia 19/10/2009 e a vazão mínima de 878,33 m³ h⁻¹ registrada no dia 11/10/2007. Observa-se que a vazão mínima foi inferior a vazão de referência que é de 907,2 m³ h⁻¹, sendo que para outorga, autoriza-se a retirada de 50% do valor da vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos, que corresponde 453,6 m³ h⁻¹.

Tabela 22. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 4, período de 2007 a 2009.

Vazão mínima (m ³ h ⁻¹)	878,33
Vazão máxima (m ³ h ⁻¹)	9482,26
Vazão média (m ³ h ⁻¹)	2762,99
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos (m ³ h ⁻¹)	907,2

A Figura 50 ilustra as vazões médias no período de avaliação no ponto 4 do Córrego do Coqueiro. Ao contrário dos pontos de amostragens anteriores, houve um aumento na vazão média com o passar dos anos de avaliação, sendo que o ano de 2007 apresentou média de 1967,3 m³ h⁻¹, o ano de 2008 com 2765,4 m³ h⁻¹, e o último ano de avaliação com média de 3122,6 m³ h⁻¹. Provavelmente esse resultado se deve ao fato de que em dias anteriores a coleta, no ano de 2007 ocorreu

precipitação, fazendo com que a água do manancial excedesse a calha do manancial, assim não foi possível a medição do perfil transversal do leito. Dessa forma, no ano de 2007 foram determinadas a vazão de apenas cinco meses enquanto em 2008 e 2009 foram registradas vazões de nove e 11 meses, respectivamente, porem considerando os valores médios obtidos das vazões não houve diferença entre os períodos de avaliação.

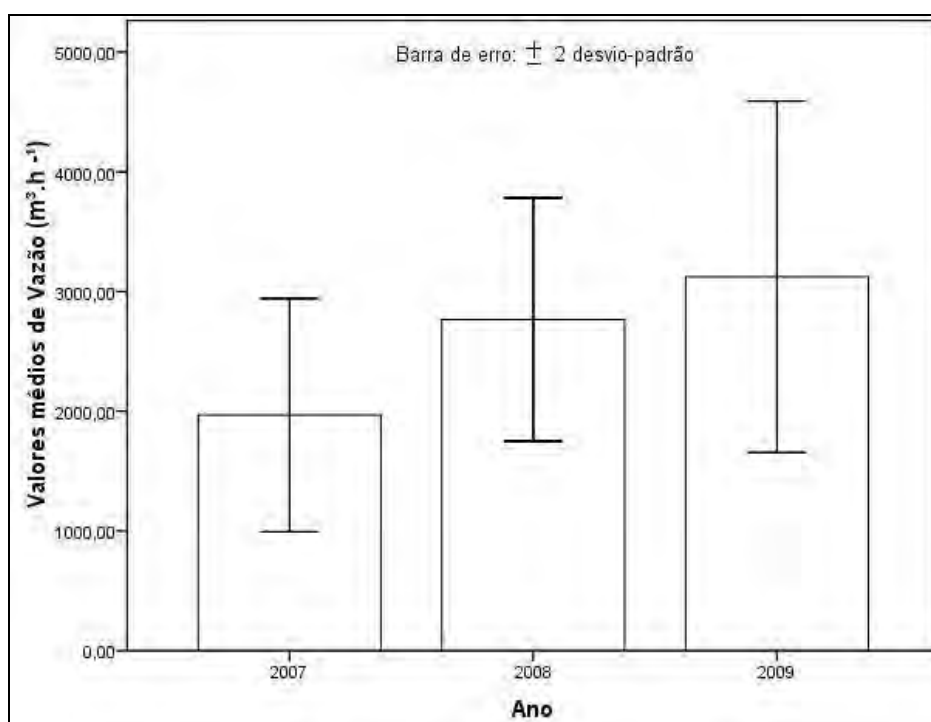


Figura 50. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 4.

A Tabela 23 apresenta os valores da descarga sólida total no ponto 4 do Córrego do Coqueiro, onde o valor médio apresentado durante o período de avaliação foi de $9367,01 \text{ kg dia}^{-1}$. Assim pela área de contribuição de $164,7 \text{ km}^2$, a descarga sólida específica média corresponde a $56,9 \text{ kg km}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, sendo classificada como baixa para a contribuição de sedimentos para o Coqueiro.

Tabela 23. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 4, período de 2007 a 2009.

DST mínima (kg dia ⁻¹)	548,90
DST máxima (kg dia ⁻¹)	47094,68
DST média (kg dia ⁻¹)	9367,01
DSesp.média (kg km ⁻² .dia ⁻¹)	56,9

A Figura 51 ilustra os valores médios de descarga sólida total de cada ano de avaliação para o ponto 4 do Córrego do Coqueiro, demonstrando que os comportamentos foram semelhantes, onde o ano de 2007, 2008 e 2009 apresentaram respectivamente, médias de 10322,6, 10506,1 e 8000,7 kg dia⁻¹ não havendo portanto diferença estatística entre eles.

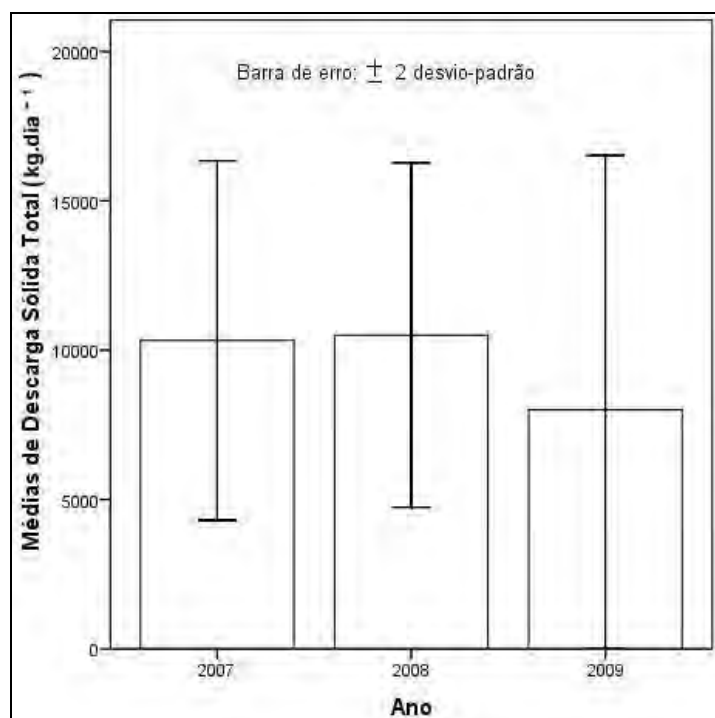


Figura 51. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 4.

Como no ano de 2007 foram determinadas as vazões de cinco meses, evidencia-se a importância do escoamento superficial na geração de sedimentos para o manancial, pois os valores médios foram superiores ao ano de 2009 que obteve 11 medições. Outros fatores, como a presença de erosões próximas a esse trecho do manancial (Figura 2) contribuíram para a quantidade de sedimentos do

manancial.

4.4.5. Vazão e descarga sólida total no ponto 5

A Tabela 24 apresenta os resultados das vazões no ponto 5 do Córrego do Coqueiro no período de 2007 a 2009, constatando que a vazão máxima de 5007,67 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ foi registrada no dia 23/05/2008, a mínima de 1143,0 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ ocorrida no dia 11/10/2007 e a média foi de 2377,71 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$.

Tabela 24. Distribuição dos resultados de vazões no ponto 5 no período de 2007 a 2009.

Vazão mínima ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	1143,00
Vazão máxima ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	5007,64
Vazão média ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	2377,71
Vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	993,6

Ainda pela Tabela 24, a vazão mínima de 7 dias consecutivos com período de retorno de 10 anos foi de 993,6 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$, no qual, o volume outorgado representa um volume de 496,8 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$.

Observando a vazão média do ponto 5 verifica-se esta que foi menor que a vazão média ocorrida no ponto 4 (Tabela 22). Esse resultado ocorreu devido às baixas medições de vazões nesse ponto, pois em relação aos demais pontos, foi o que obteve o menor número de medições, sendo cinco em 2007, sete no ano de 2008 e oito no ano de 2009.

Esse resultado pode ser evidenciado, na Figura 52 que ilustra as vazões médias no período de avaliação, onde para o ano de 2007, 2008 e 2009 respectivamente, as médias foram de 2413,2, 2536,5 e 2216,6 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$, apresentando comportamentos semelhantes, sem apresentar diferença estatística entre si.

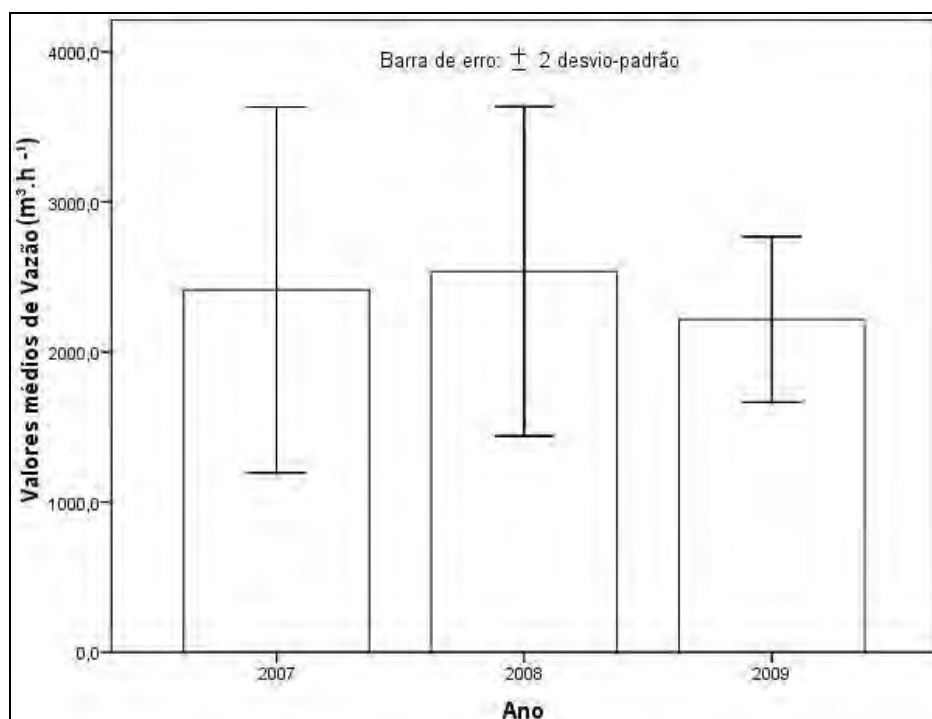


Figura 52. Vazões médias no período de 2007 a 2009 no ponto 5.

Franco (2008) concluiu que em todos os pontos de amostragem, no Córrego do Coqueiro, os maiores valores de vazão ocorreram no período chuvoso. Resultado semelhante foi obtido por Vanzela (2004) em que as maiores quantidades de água ocorreram neste período. Assim, se justifica os baixos números de medições de vazão, devido ao nível de água ter ultrapassado a calha do manancial.

A Tabela 25 apresenta o valor mínimo, máximo e médio da descarga sólida total para o ponto 5, onde o valor médio apresentado durante o período de avaliação foi de 7935,86 kg dia⁻¹. Considerando-se a área de 180,2 km², a descarga específica do valor médio corresponde a 44,03 kg km⁻².dia⁻¹, sendo classificada como baixo na contribuição de sedimentos para o manancial.

Tabela 25. Distribuição dos resultados da Descarga Sólida Total (DST) no ponto 5, período de 2007 a 2009.

DST mínima (kg dia ⁻¹)	1608,15
DST máxima (kg dia ⁻¹)	27637,58
DST média (kg dia ⁻¹)	7935,86
DSesp.média (kg km ⁻² .dia ⁻¹)	44,03

Os resultados médios da descarga de sólidos totais no ponto 5 para cada ano de avaliação está apresentado na Figura 53, onde o ano de 2007, 2008 e 2009 apresentaram valores médios de 13873,8, 9396,6 e 2946,5 kg dia⁻¹, respectivamente.

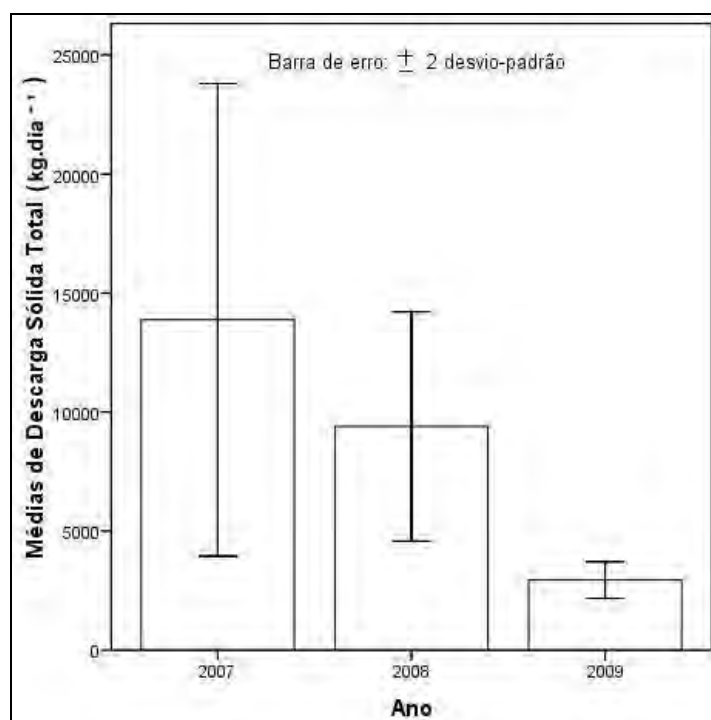


Figura 53. Resultado médio de descarga sólida total no período de 2007 a 2009 no ponto 5.

O período de 2007 e 2008 não apresentou diferença estatística entre os valores médios da descarga sólida total, entretanto, esses dois anos diferiram estatisticamente do ano de 2009, este último apresentando a menor média dos demais períodos. Ou seja, o ano de 2007 e 2008 foi superior ao valor médio do ano de 2009 em 370,9 e 218,9%, respectivamente.

Observando-se os valores médios dos demais pontos, verifica-se que conforme o aumento da área de contribuição, houve uma tendência de aumentar os valores da descarga de sólidos totais no manancial, exceto no ponto 5, que apresentou a menor média. Esse resultado provavelmente ocorreu pelo fato de que neste trecho (exutório) do manancial, em comparação aos demais pontos, foi determinado o menor número de medições da vazão durante o período de avaliação (20 medições) e nos pontos 1, 2, 3 e 4 foram 30, 29, 29 e 25 medições,

respectivamente, pois a determinação da descarga sólida total depende dos valores da vazão.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1. Qualidade de Água para a Irrigação

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, torna-se evidente a necessidade de formular um índice de qualidade de água para a irrigação, através das características físicas, químicas e biológicas da água e sua ação nos equipamentos de irrigação, principalmente no sistema localizado, pois a associação de alguns compostos pode comprometer o equipamento, gerando desperdício de água e energia.

Dentre as variáveis físicas e químicas para a irrigação mais preocupante no Córrego do Coqueiro, ligado a obstrução dos emissores de sistema localizados, estão os sólidos suspensos e o ferro total, influenciando principalmente no ano de 2007, onde a chuva contribuiu para a elevação dessas variáveis na água do manancial, conforme apresentado nas Figuras 18 e 30 respectivamente.

Outra variável utilizada para indicar rapidamente a concentração de sedimento na água foi a determinação da turbidez, em que o resultado apresentou a maior média no ano de 2007 em todos os pontos avaliados (Figura 22).

5.2. Disponibilidade de água para a irrigação

Além da preocupação da qualidade da água é necessária a melhoria no uso e conservação do solo através de técnicas de manejo como curvas de nível, para diminuir e evitar erosões, a fim de minimizar os valores de descarga sólida que colabora para o assoreamento do manancial. E ainda preservar os fragmentos de matas ciliares e recuperá-las onde já foram destruídas, para a melhoria da qualidade e disponibilidade de água.

A zona ripária influencia diretamente na qualidade e disponibilidade da água, contribuindo para o aumento da vazão e conseqüentemente a oferta de água tanto para a irrigação como para o abastecimento público como é o caso do Córrego do

Coqueiro. Conforme apresentado na Tabela 16, a vazão mínima no ponto 1 foi inferior a vazão de referência para a concessão da outorga, indicando a falta de água superficial do manancial no período seco, onde a demanda de água é maior, potencializando o conflito entre a irrigação e o abastecimento público que utilizam a água deste manancial.

Assim foram formuladas as seguintes recomendações para a melhoria das condições do Córrego do Coqueiro:

1. Reflorestamento das matas ciliares ao longo do manancial e preservação dos fragmentos existentes, para diminuir o carreamento de sedimentos e outros poluidores;

2. Melhoria no uso e conservação do solo através de técnicas de manejo que vão desde o plantio direto para evitar grande deslocamento de solos como também a construção de curvas de nível para diminuir as erosões da bacia hidrográfica;

3. Obras de contenção nos locais onde foram encontradas grandes erosões, para evitar seu aumento e o carreamento de sedimentos do solo para dentro do leito do córrego;

4. Trabalhos com educação ambiental devem ser feitos junto aos agricultores para a preservação das matas ciliares e combate as erosões melhorando a qualidade ambiental do Córrego do Coqueiro;

5. Trabalho junto aos irrigantes visando a melhoria na eficiência do uso da água, instalação de sistemas mais econômicos e a manutenção dos equipamentos para evitar o desperdício;

6. Conscientizar a utilização da irrigação noturna onde o custo da energia elétrica e a evaporação são menores, além de fazer uso da informação da evapotranspiração, assim evitando o consumo desnecessário dos recursos hídricos do Córrego do Coqueiro.

6. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho através da metodologia empregada, pode-se concluir que:

As amostras apresentaram classificação de médio a alto risco ao sistema de irrigação localizada em relação aos sólidos suspensos. Já para os sólidos dissolvidos apresentaram um baixo potencial de danos ao sistema de irrigação localizada. Os resultados de sólidos apresentaram uma tendência de aumento no ponto final do córrego.

A condutividade elétrica também apresentou valores baixos no período de avaliação, oferecendo baixo risco de salinização do solo.

De acordo com a classificação, os valores de pH foram, em sua maioria, classificados com médio potencial de danos ao sistema de irrigação, possibilitando a precipitação de sais nas tubulações.

Dentre as variáveis analisadas, o ferro total na água do manancial oferece o maior risco aos sistemas de irrigação localizada.

A utilização da água do Córrego do Coqueiro pode causar a obstrução das tubulações e emissores utilizados em sistemas de irrigação localizados, sendo imprescindível a utilização de sistemas de filtragem, principalmente, se a fonte de captação de água for próxima aos pontos finais do manancial.

As amostras de águas, em sua maioria foram classificadas como normal para a variável cálcio e magnésio.

Apenas o ponto 3 apresentou 3% das amostras classificadas como alto para coliformes totais, sendo que os demais pontos permaneceram dentro do limite normal. Para coliformes fecais, o ponto 2 apresentou 3% e os demais pontos apresentaram 6,1% das amostras com alto risco de contaminação.

Durante a pesquisa não houve diferença estatística em relação aos valores médios da vazão para os pontos de coleta. No entanto devido à metodologia, não foi possível afirmar se houve um aumento ou diminuição no volume de água influenciando também nos resultados da descarga sólida total do manancial.

Estudos referentes ao uso e ocupação do solo e drenagem agrícola são essenciais para a otimização do uso da água do Córrego do Coqueiro para fins de irrigação e outras finalidades.

7. REFERÊNCIAS

ADIN, A.; SACKS, M. Dripper clogging factors in wastewater irrigation. **Journal of the Irrigation and Drainage Engineering**, New York, v.11, n.6, p.813-827, 1991.

ALFAKIT. **Kit microbiológico *E. coli*, coliformes e salmonellas - procedimento de análise - V124**. Florianópolis: [s.n., 2000?]. Disponível em: <<http://www.alfakit.com.br>>. Acesso em : 1 fev. 2007.

ALMEIDA, L. F.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Qualidade física e biológica da água do Córrego do Boi para a irrigação, em Aparecida d'Oeste, região noroeste do estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2007. p. 1-4.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p.

BARBOZA, G. C.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Monitoramento da qualidade físico-biológica da água para irrigação no Córrego do Coqueiro no noroeste paulista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2007. p.1-4.

BARBOZA, G. C.; FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Ocorrência de coliformes nos Córregos do Boi, Coqueiro e Três Barras, na Região Noroeste do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 18., 2008, São Mateus. **Anais...** Brasília: ABID, 2008. p. 1-4.

BARRELLA, W. As relações entre as matas ciliares os rios e o peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO; H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: USP, 2001. p.187-200.

BASSO, E. R.; CARVALHO, S. L. Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira (SP). **Holos Environment**, Rio Claro, v. 7, n. 1, p. 16-29. 2007.

BARTH, F. T. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel - ABRH, 1987. 526p.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6.ed. Viçosa: UFV, 1995. p. 657.

BRANCO, S. M.. **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária**. 2.ed. São Paulo: CETESB, 1978. 620p.

BRANCO, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; TUNDISI, J. G. Água e saúde humana. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3.ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. 748p.

BRASIL. Ministério do Meio-Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.20, de 18 de junho de 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.pdf>>. Acesso em: 5 jun. 2008.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2000**. Brasília: Ministério do Planejamento e Orçamento, 2000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 Abr. 2009.

BRASIL. Ministério do Meio-Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n.357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 05 jun. 2008.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: um estudo no rio mogi-guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003. p.278.

CARARO, D. C.; BOTREL, T. A. Uso de cloração e ar comprimido no controle do entupimento de gotejadores ocasionado pela aplicação de água residuária. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.2, p.336-345, 2007.

CARVALHO, N. de O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994. 372p.

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/SIH, 2000. 132p.

CASTRO, N. M. **Formação de cargas sólidas em suspensão em pequenas bacias rurais do derrame basáltico sulriograndense.** 1992. 140f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1992.

CHRISTOFIDIS, D. Irrigação, a fronteira hídrica e a produção de alimentos. **Irrigação e Tecnologia Moderna**, Brasília, v.2, n. 54, p.46-55, 2002.

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.

Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas- CIIAGRO. **Dados climáticos.** Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br>>. Acesso: 10 dez. 2009.

CLARKE, R.; KING, J. **O atlas da água:** o mapeamento completo do recurso mais precioso do planeta. São Paulo: Publifolha, 2005. 128p.

COFFEY, R.; CUMMINS, E.; BHREATHNACH, N.; FLAHERTY, V. O.; CORMICAN, M. Development of a pathogen transport model for Irish catchments using SWAT. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.97, n.1, p. 101-111, 2010.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, v.29, n.1, p. 61-65, 2006.

CORDEIRO, E. A. **Influência do tratamento de água ferruginosa no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento.** 2002. 92f. Dissertação (Mestrado em Irrigação) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

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.

DI BERNARDO, L. **Coagulação e floculação**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 1992. p.99.

EGREJA FILHO, F. B., MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. Método computacional para correção da alcalinidade de águas para fertirrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, n.2, p.415-423, 1999.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998. 575p.

FARIA, L. F.; COELHO, R. D.; FLECHA, P. A. N.; ROBLES, W. G. R.; VÁSQUEZ, M. A. N. Entupimento de gotejadores e seu efeito na pressão da rede hidráulica de um sistema de microirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.2, n.2, p.195-198, 2002.

FEBA, L. G. T.; MOLINA, P. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Diagnóstico hidrossedimentológico da microbacia do Córrego Água da Bomba no município de Regente Feijó - SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16., 2006, Goiânia. **Anais...** Brasília: ABID, 2006. p.1-7.

FEITOSA, D. G.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M.; LIMA, R. C.; MORAES, J. F. L. de. Uso da água na microbacia do Córrego do Coqueiro na região do noroeste paulista. In: WORKSHOP INTERNACIONAL DE INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS NA IRRIGAÇÃO, 3; CONFERÊNCIA SOBRE RECURSO HÍDRICOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 2., 2010, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: FATEC/CENTEC, 2010. p.1-6.

FERRAZ, F. F. B. Sedimentos finos em microbacias hidrográficas. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água**. Rio Claro: Rima, 2006. cap. 10, p. 157-170.

FIORAVANTI, C. D.; VANZELA, L. S.; MAURO, F.; GOMES, D. R.; HERNANDEZ, F. B. T. Diagnóstico da qualidade de água para a irrigação do Córrego Três Barras no município de Marinópolis - SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

AGRÍCOLA, 33., 2004, São Pedro. **Anais...** São Pedro: SBEA, 2004. 1CD-ROM

FRANCO, R. A. M. **Qualidade da água para irrigação na microbacia do Córrego do Coqueiro no noroeste paulista.** 2008. 84f. Dissertação. (Mestrado em Agronomia)- Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.13, n.6, p.772-780, 2009.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA, L. S. Utilização dos parâmetros coliformes totais e fecais e oxigênio dissolvido na avaliação da qualidade de água para irrigação na microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., Bonito, 2007. **Anais...** Bonito: Jaboticabal. 1CD-ROM.

FREIXÊDAS, V. M. **Conservação ou degradação? Diferentes concepções sobre microbacias e práticas de manejo no entorno do Córrego Campestre em Saltinho, SP.** 2007. 212f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)- Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2007.

GRAVETTER, F. J.; WALLNAU, L. B. **Statistics for the behavioral sciences.** 2.ed. St. Paul: West Publishing, 1995. 429p.

GUEYI, H. R.; LUZ, M. J. S.; BARRETO, A. N.; SILVA, A. A. G. da. Qualidade da água para fins de irrigação. In: BARRETO, A. N.; SILVA, A. A. G. da; BOLFE, E. L. (Org.). **Irrigação e drenagem na empresa agrícola: impacto ambiental versus sustentabilidade.** Aracajú: EMBRAPA, 2004. p.331-377.

GUIMARÃES-SILVA, A. K.; MACHADO, D. A.; NALINI, H. A.; LENA, J. C. de. A qualidade das águas na região dos garimpos de topázio imperial na sub-bacia do rio da Ponte, Ouro Preto-MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.60, n.4, p. 603-611, 2007.

HERMES, L. C.; SILVA, S. A. **Avaliação da qualidade das águas**: manual prático. Brasília: Embrapa Informações Tecnológica, 2004. 55p.

HERNANDEZ, F. B. T., LEMOS FILHO, M. A F., BUZETTI, S. **Software HIDRISA e o balanço hídrico de Ilha Solteira**. Ilha Solteira: FEIS/UNESP, 1995. 45p. (Série Irrigação, 1).

HERNANDEZ, F. B. T.; PETINARI, R. A. Qualidade de água para irrigação localizada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., Poços de Caldas. **Anais...** Poços de Caldas: SBEA, 1998. v.2, p.58-60.

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., Foz de Iguaçu. **Anais...** Foz de Iguaçu: SBEA, 2001. 1CD-ROM.

HERNANDEZ, F. B. T.; SOUZA, S. A. V. DE; ZOCOLER, J. A. Simulação e efeito de veranicos em culturas desenvolvidas na região de Palmeira d'Oeste, estado de São Paulo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.23, n.1, p. 21-30, 2003.

HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA, L. S. Transporte de sedimentos na microbacia do Córrego Três Barras, Marinópolis, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007. Bonito. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2007. p. 1-4.

LARSEN, R. E.; MINER, J. R.; BUCKHOUSE, J. C.; MOORE, J. A. Water Quality benefits of having cattle manure deposited away from streams. **Bioresources Technology**, Amsterdam, v.48, n.2, p.113-118, 1993.

LEITE, E. H., HAASE, J., PINEDA, M. D., SILVA, M. L. C.; COBALCHINI, M. S. C. Enquadramento dos recursos hídricos do Rio Grande do Sul. **Revista Ecos**, Porto Alegre, v.1, n.5, p.10-9,1995.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005. p 444.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na**

Bacia do Rio Cuiabá. 2001. 184f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, W. P. A busca do manejo sustentável de florestas plantadas. In: LIMA, W. P.; ZÁKIA, M. J. B. (Org.). **As florestas plantadas e a água:** implementando o conceito de microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RiMa, 2006. p.29-44.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares:** conservação e recuperação. São Paulo: USP, 2000. p.33-44.

LOPES, M. E. P. A. **Avaliação do uso da água em sistemas de irrigação localizada nas culturas do café e do mamão.** 2006. 148f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2006.

MATOS, J. A.; NETO, J. D.; AZEVEDO, C. A. V.; AZEVEDO, H. M. Avaliação da distribuição de água de um microaspersor autocompensante. **Revista Irriga**, Botucatu, v.4, n.3, p.168-174, 1999.

MÉLO, R. F.; COELHO, R. D.; TEIXEIRA, M. B. Entupimento de gotejadores convencionais por precipitados químicos de carbonato de cálcio e magnésio, com quatro índices de saturação de Langelier. **Revista Irriga**, Botucatu, v.13, n.4, p.525-539, 2008.

MOLINA, P. M. **Diagnóstico da qualidade e disponibilidade de água na microbacia do córrego água da bomba no município de Regente Feijó - SP.** 2006. 160f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2006.

MORAES, A. J. de. **Manual para avaliação da qualidade da água.** São Carlos: RiMa, 2001. 44p.

MORO, M. **A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de**

sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. 2005. 101f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos.** 2.ed. Rio de Janeiro : ABES, 1995. 187p.

NAKAYAMA, F. S.; BUCKS, D. A. **Trickle irrigation for crop production.** St. Joseph: ASAE, 1986. 383p.

NOLASCO, M. A.; BAGGIO, R. B.; GRIEBELER, J. Implicações ambientais e qualidade da água da produção animal intensiva. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v.3, n.2, p.19-26, 2005.

OLIVEIRA, C. F.; FRIZZONE, J. A.; RETTORE, O. N. Perda de Carga em filtros de tela e de discos utilizados na irrigação localizada. **Engenharia Rural**, Piracicaba, v. 17, n.1, p. 21-28, 2006.

PATERNIANI, J. E. S.; SCATOLINI, M. E. Eficiência de manta sintética não tecida na remoção de algas presentes na água de irrigação. **Revista Ecosystema**, Espírito Santo do Pinhal, v.26, n.1 p.31-34, 2001.

PAZ, V. P. S; TEODORO, R. E. F.; MENDONCA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p.465-473, 2000.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicação prática.** Guaíba: Agropecuária, 2002. 478p.

PETERS, N. E.; MEYBECK, M. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts to human activities. **Water International**, Urbana, v.25, n.2, p. 214-21, 2000.

PICCOLO, M., A., M., PINTO, C., A., TEIXEIRA, E., C. Correlação entre sólidos em suspensão, cor e turbidez para a água captada no Rio Jucu - ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de

Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABESA, 1999. p. 1-7.

PIZARRO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia**. 3.ed. Madrid: Mundi Prensa, 1996. 471p.

POLETO, C.; CARVALHO, S. L.; FREITAS LIMA, E. A. C. Problemas de degradação ambiental em uma microbacia hidrográfica situada no município de Ilha Solteira - S.P. Brasil e sua percepção pelos proprietários rurais. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 4, n. 1, p. 68-80. 2004.

PRADO, H.. **Manual de classificação de solos do Brasil**. 2.ed. Jaboticabal: FUNEP, 1995. 197p.

RESENDE, R. S.; COELHO, R. D.E; PIEDADE, S. M. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.3, p.368-375, 2000.

RIBEIRO, T. A. P.; AIROLDI, R. P. SILVA; PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. Efeito da qualidade da água na perda de carga em filtros utilizados na irrigação localizada. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.1, p.1-6, 2005.

RIBEIRO, T. A. P.; PATERNIANI, J. E. S. Microaspersores entupidos devido a problemas de ferro na água. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.5, p.1456-1459, 2008.

RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares? uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo / FAPESP, 2000. cap.6, p.91-99.

ROMITELLI, L. H.; PATERNIANI, J. E. S. Diagnóstico Ambiental de um trecho do Córrego Bonifácio, APA Jundiá - SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n.1, p.1-7, 2007.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M. G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Revista**

Irriga, Botucatu, v.12, n.4, p.557562, 2007.

SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.

SÃO PAULO. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Operação e manutenção de E.T.A.** São Paulo: Secretaria de Obras Públicas, 1978. p. 103.

SÃO PAULO. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Plano estadual de recursos hídricos: 2004/2007**. São Paulo: DAEE, 2006. 91p. (Resumos).

SÃO PAULO. COMITÊ DA BACIA DO SÃO JOSÉ DOS DOURADOS. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para elaboração do plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados**. São Paulo: CBH - SJD, 2003. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br>>. Acesso em: 28 set. 2009.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Painel da qualidade ambiental**. São Paulo: SEMA, 2009. 86p.

SÃO PAULO. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Variáveis de qualidade das águas**. São Paulo: [s.n.], 2001. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 5 mar.10.

SÃO PAULO. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Outorga**. [S.l.: s.n.) 2010. Disponível em: <<http://www.aplicacoes.daee.sp.gov.br/usuarios/fchweb.html>>. Acesso em: 30 mar. 2010.

SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2.ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. p.155 - 176.

SILVA JÚNIOR, M. J.; MEDEIROS, J. F. Desenvolvimento de obstruções em gotejadores e eficiência do controle usando dois tipos de ácidos. **Revista Irriga**, Botucatu, v.12, n.2, p.185-191, 2007.

SILVA, C. A.; SILVA, C. J. Avaliação de uniformidade em sistemas de irrigação localizada. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, Garça, v.4, n.8, p.1-17, 2005.

SILVA, G. C; BRINGEL, J. M. M. Incidência de coliformes totais e *Escherichia Coli* nas águas utilizadas para irrigação pela comunidade do município de Paço do Lumiar - MA. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Cruz Alta, v.2, n.1, p.599-603, 2007.

SOUZA, J. A. R.; DENÍCULI, W.; BATISTA, R. O.; Val, J. C. C.; MATOS, A. T. Suscetibilidade ao entupimento de microaspersores operando com água residuária de bovinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.13, n.3, p.155-160, 2005.

SOUZA, M. F.; TRAZZI, P. A.; CALDEIRA, M. V. W.; LOPES, P. R.; ANJOS, J. T. dos. Monitoramento de sólidos totais em águas da bacia do rio Itajaí-Açu no município de Blumenau/SC. In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 13.; ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PÓS-GRADUAÇÃO, 9., 2009, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: Universidade do Vale do Paraíba, 2009. p.1-4.

TEIXEIRA, E. C.; SENHORELO, A. P. Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABESA, 2000. p. 1-9.

TELLES, D. D.; DOMINGUES A. F. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3.ed. São Paulo: Escrituras Editoras, 2006. cap, 10, p.325-365.

TEODORO, V. L. L.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, Araraquara, v.1, n.20, p.

137-155, 2007.

TESTEZLAF, R.; MATSURA, E. E.; ROSTON, D. M.; PAULA JÚNIOR, D. R.; PATERNIANI, J. E. S.; RIBEIRO, T. A. P. Análise do potencial de entupimento em gotejadores através da avaliação da qualidade de água de irrigação. **Revista Irriga**, Botucatu, v.6, n.1, p.53-62, 2001.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; FIRME, D. J.; LEITE, F. P. Diagnóstico hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, município de Guanhães, MG. **Ambi-Agua**, Taubaté, v.4, n.1, p.156-168, 2009.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, L. G. (Ed.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. cap.5, p.153-194.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, 2003. 44p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S.; ROCHA, O; STARLING, F. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3.ed. São Paulo: Escrituras Editoras, 2006. cap. 7, p.203-240.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

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.

VANZELA, L. S.; LIMA, R. C.; HERNANDEZ, F. B. T.; MAURO, F. Diagnóstico da vazão e descarga sólida total do córrego três barras no município de marinópolis SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33., 2004, São Pedro. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2004. 1CD-ROM.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; LIMA, R. C.; GARGANTINI, P. E. Influência antrópica no transporte de sedimentos em microbacia degradada. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 15., 2005, Teresina. **Anais...** Jaboticabal: SBEA, 2005. p. 1-7.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Transporte de sedimentos em microbacia agrícola. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 18.; CONGRESSO DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 18., 2008, São Mateus. **Anais...** Brasília: ABID, 2008. p.1-4.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Franco. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n. 1, p.55-64, 2010.

VIEIRA, G. H. S.; MANTOVANI, E. C.; SILVA, J. G. F.; 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.