

SIDNEY PEREIRA

**RECURSOS HÍDRICOS EM VEREDAS DO BIOMA CERRADO NO
ESTADO DE GOIÁS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Goiás, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia, área de concentração: Solo e Água.

Orientador:

Prof. Dr. Jorge Luiz do Nascimento

Co-orientador:

Prof. Dr. Leandro Gonçalves Oliveira

Goiânia, GO - Brasil

2010

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: Dissertação Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

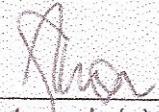
Nome completo do autor: Sidney Pereira

Título do trabalho: Recursos Hídricos em Veredas do Bioma Cerrado no Estado de Goiás

3. Informações de acesso ao documento:

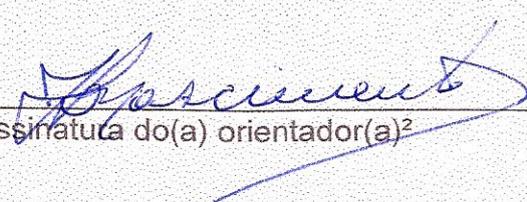
Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.



Assinatura do(a) autor(a)²

Ciente e de acordo:



Assinatura do(a) orientador(a)²

Data: 09 / 07 / 2019

¹ Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.
Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente; Submissão de artigo em revista científica; Publicação como capítulo de livro; Publicação da dissertação/tese em livro.

² A assinatura deve ser escaneada.

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG**

P436r **Pereira, Sidney.**
 Recursos hídricos em veredas do bioma Cerrado no Estado de
 Goiás [manuscrito] / Sidney Pereira. - 2010.
 123 f. : il., figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Luiz do Nascimento.
 Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás,
 Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, 2010.

Bibliografia.

Inclui lista de figuras e tabelas.

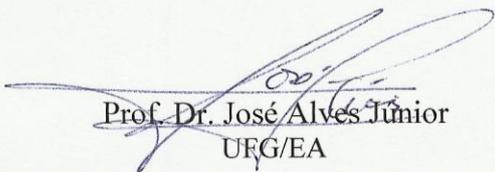
1. Monitoramento ambiental – Goiás (Estado) 2. Lençol freático.
 3. Água – Índice de Qualidade. I. Título.

CDU: 502.2(213.54)

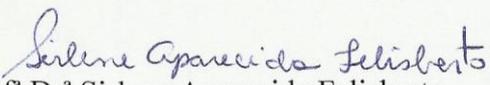
SIDNEY PEREIRA

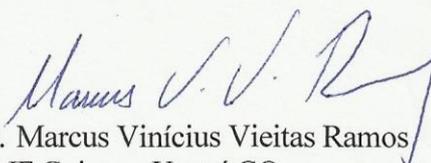
TÍTULO: RECURSOS HÍDRICOS EM VEREDAS DO BIOMA CERRADO NO
ESTADO DE GOIÁS

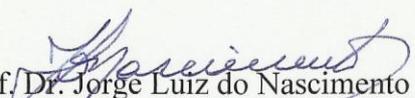
Tese DEFENDIDA em 19 de agosto de 2010, e APROVADA pela Banca
Examinadora constituída pelos membros:


Prof. Dr. José Alves Júnior
UFG/EA


Dr. Luís Fernando Stone
EMBRAPA - Arroz e Feijão


Profª Drª Sirlene Aparecida Felisberto
UFG/ICB


Prof. Dr. Marcus Vinícius Vieitas Ramos
IF Goiano - Urutaí-GO


Prof. Dr. Jorge Luiz do Nascimento
Presidente da Banca – UFG/EA

AGRADECIMENTOS

A Deus e a Jesus nosso Irmão!

A toda minha família.

Ao Prof. Jorge Luiz do Nascimento pela orientação, amizade, incentivo, dedicação e paciência.

Ao Prof. Lázaro J. Chaves que nos apresentou este ambiente natural incomparável que são as “veredas do cerrado”.

Ao Prof. Leandro G. Oliveira, por suas colaborações.

Aos membros da Banca Examinadora, por suas valiosas contribuições.

Aos Professores José A. Júnior, Jácomo D. Borges, João B. Duarte, Huberto J. Kliemann, Larissa L. Pires , Vladia Correchel, Nori P. Griebeler e demais professores do PPGA.

Aos funcionários do PPGA: ao Wellinton B. Mota, sempre pronto a auxiliar; a Cleonice, pelos cafezinhos espetaculares e conversa amiga; aos amigos Sebastião e José, nossos auxiliares de campo; a todos demais colaboradores desta tese.

Aos inolvidáveis amigos Cícero Célio, Pérola, Glenio, Ricardo, Jeane, Priscila, Janaína e tanto outros que participaram, de uma forma ou de outra, desta jornada.

Agradeço especialmente minha família, a todos, pois foram muitas horas de ausência física, embora sempre presentes em meu coração!

Me perguntaram outro dia: “*you would do this all over again?*”

Respondi: “*certeza!*”

Dedico este trabalho,

A Jesus, o maior exemplo, o maior irmão, o maior amigo, o maior sábio, o maior conhecedor do espírito humano; aos meus pais Alaor e Iolanda, sempre ao meu lado; a Paula, minha amada esposa e a Leonardo e Jéssica, nossos amados filhos.

“Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo, qualquer um pode começar agora a fazer um novo fim”. Chico Xavier

*“Eu juro por mim mesmo, disse o Senhor Deus, que não quero a morte do ímpio, mas quero que o ímpio se converta, que deixe o seu mau caminho, e que viva”.
Ezequiel, cap. 23, v. 11*

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE ANEXOS	13
RESUMO	14
ABSTRACT	15
1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1 RECURSOS HÍDRICOS	20
2.2 AS VEREDAS DO CERRADO	21
2.3 O CICLO HIDROLÓGICO E HIDROGEOLOGIA DA NASCENTE	23
2.4 FATORES CONDICIONANTES DA FORMAÇÃO DE VEREDAS	26
2.5 CLASSIFICAÇÃO GEOMORFOLÓGICA DAS VEREDAS	27
2.6 NÍVEL DO LENÇOL FREÁTICO E QUANTIDADE DE ÁGUA EM VEREDAS	28
2.7 A QUALIDADE DA ÁGUA EM VEREDAS	31
2.7.1 Parâmetros de qualidade da água	31
2.7.2 Parâmetros físicos de qualidade da água	32
2.7.2.1 Cor	32
2.7.2.2 Turbidez	33
2.7.2.3 Temperatura	34
2.7.2.4 Condutividade elétrica	34
2.7.2.5 Sólidos totais dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos sedimentáveis .	35
2.7.3 Parâmetros químicos de qualidade de água	36
2.7.3.1 Potencial hidrogeniônico (pH)	36
2.7.3.2 Cloretos	37
2.7.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20}) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)	38
2.7.3.4 Oxigênio Dissolvido (OD)	39
2.7.3.5 Alcalinidade total	41
2.7.3.6 Manganês e ferro total	42
2.7.3.7 Dureza total	43
2.7.3.8 Série nitrogenada	46
2.7.3.9 Fósforo	47
2.7.4 Parâmetros biológicos de qualidade de água	49
2.7.5 Parâmetros agro-toxicológicos	51
2.7.6 Índices de qualidade da água	52

2.7.6.1	IQA-CETESB	54
2.7.6.2	IQA-CCME	58
2.7.6.3	Índice de qualidade de água em veredas, relato de casos	59
3	MATERIAL E MÉTODOS	62
3.1	DESCRIÇÃO DAS VEREDAS SELECIONADAS NO ESTUDO	62
3.2	MONITORAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO	65
3.3	MONITORAMENTO DA QUANTIDADE DE ÁGUA	67
3.4	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	69
3.5	ESTATÍSTICA	74
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
4.1	NÍVEL DO LENÇOL FREÁTICO	76
4.2	QUANTIDADE DE ÁGUA	80
4.3	ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA	84
5	CONCLUSÕES	101
6	REFERÊNCIAS	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Classificação das nascentes em função dos valores de vazão (Meinzer, citado por Valente & Gomes, 2005)	30
Tabela 2.	Variáveis químicas de qualidade de água para a irrigação ao longo da microbacia do Córrego do Boi (Lima et al., 2007a)	45
Tabela 3.	Parâmetros do IQA-Cetesb e respectivos pesos (Brasil, 2005b)	55
Tabela 4.	Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas nos estados brasileiros (Brasil, 2005b)	56
Tabela 5.	Análise descritiva e a classificação dos valores do IQA-Cetesb nos pontos do Córrego Água da Bomba e afluentes (Molina et al., 2006) ...	57
Tabela 6.	Comparação entre os índices de qualidade da Cetesb e do CCME com respectivos “scores” utilizados por Marques et al., (2007b)	59
Tabela 7.	Coordenadas <i>UTM</i> para as veredas selecionadas no estudo (fuso 22 K)	63
Tabela 8.	Variáveis utilizadas para o monitoramento da qualidade da água nas veredas estudadas	70
Tabela 9.	Categorias de qualidade da água (Marques et al., 2007b; Saffran et al., 2001)	74
Tabela 10.	Variáveis utilizadas para a composição do índice IQA-CCME e valores de referência da Resolução Conama nº 357/05 para águas doces	75
Tabela 11.	Coeficiente de variação, em porcentagem, do nível do lençol freático para o período de observação nas veredas estudadas	78
Tabela 12.	Declividade do solo entre os poços de observação	81
Tabela 13.	Vazão média para veredas dos T1 e T2	82
Tabela 14.	Coeficientes de correlação entre a variação sazonal do nível do lençol freático nos poços de observação e a vazão sazonal da respectiva vereda	84
Tabela 15.	Resultados das análises laboratoriais das amostras de água da vereda T1VL	85

Tabela 16.	Valor do IQA-CCME para vereda TIVL referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama	86
Tabela 17.	Valor do IQA-CCME para vereda TIVL referente à Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama	86
Tabela 18.	Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T1VC	87
Tabela 19.	Valor do IQA-CCME para vereda TIVC referente à Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama	87
Tabela 20.	Valor do IQA-CCME para vereda TIVC referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama	88
Tabela 21.	Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T1VP	88
Tabela 22.	Valor do IQA-CCME para vereda TIVP referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama	89
Tabela 23.	Valor do IQA-CCME para vereda TIVP referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama	89
Tabela 24.	Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T2VL	90
Tabela 25.	Valor do IQA-CCME para vereda T2VL referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama	90
Tabela 26.	Valor do IQA-CCME para vereda T2VL referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama	91
Tabela 27.	Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T2VC	91
Tabela 28.	Valor do IQA-CCME para vereda T2VC referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama	92
Tabela 29.	Valor do IQA-CCME para vereda T2VC referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama	92
Tabela 30.	Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T2VP	93

Tabela 31.	Valor do IQA-CCME para vereda T2VP referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama	93
Tabela 32.	Valor do IQA-CCME para vereda T2VP referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama	94
Tabela 33.	Resumo dos valores encontrados para o IQA-CCME	94
Tabela 34.	Resumo dos valores encontrados para o IQA-CCME ao desconsiderar a variável “oxigênio dissolvido”	98
Tabela 35.	Classificação da qualidade da água de acordo com a Resolução nº 357/05 do Conama e parâmetro mais restritivo para veredas estudadas	99

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Ciclo hidrológico e dinâmica do lençol freático	24
Figura 2.	Tipos mais comuns de nascentes originárias de lençol não confinado: a) nascente de encosta, b) nascente de contato, e c) nascente de rio subterrâneo (Linsley e Franzini, citados por Calheiros (2006))	25
Figura 3.	Impurezas contidas na água (Barnes et al. citado por Von Sperling, 2005, adaptado)	32
Figura 4.	Disposição das veredas constituintes do terno 1	63
Figura 5.	Disposição das veredas constituintes do terno 2	63
Figura 6.	Inserção hidrográfica das veredas do T1 no Município de Bela Vista de Goiás/GO e posição relativa das veredas de T2 no Município de Silvânia/GO	64
Figura 7.	Inserção hidrográfica das veredas do T2 nos Municípios de Silvânia/GO e São Miguel do Passa Quatro/GO, bem como suas posições relativas às veredas do T1 no Município de Bela Vista de Goiás/GO	64
Figura 8.	Representação esquemática da distribuição uniforme dos poços de observação do nível de água ao longo de um transecto materializado na vereda T1VL T1VL (P1 a P5, da esquerda para direita)	65
Figura 9.	Instalação de poços de observação do nível do lençol de água ao longo do transecto da vereda T1VL	66
Figura 10.	Processo direto de medição de vazão nas veredas T1VL, T1VC, T2VL, T2VC e T2VP	68
Figura 11.	Processo utilizado para obtenção da altura da lâmina H ao empregar o vertedor retangular contraído de parede delgada	69
Figura 12.	Processo de medição de vazão empregado na vereda T1VP, por meio do vertedor retangular contraído de parede delgada	69
Figura 13.	Recipientes, processo de coleta e acondicionamento das amostras de água das veredas estudadas	71

Figura 14.	Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T1VL	76
Figura 15.	Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T1VC	76
Figura 16.	Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T1VP	77
Figura 17.	Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T2VL	77
Figura 18.	Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T2VC	77
Figura 19.	Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T2VP	78
Figura 20.	Aspecto de “cordão linear” da vereda T2VP e pastagens em seu entorno	79
Figura 21.	Exemplos de poços de observação com nível de água acima do solo	80
Figura 22.	Variação de vazão observada no período de setembro de 2008 a setembro 2009 para veredas dos ternos 1 e 2	82

LISTA DE ANEXOS

Anexo A.	Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T1VL	117
Anexo B.	Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T1VC	119
Anexo C.	Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T1VP	120
Anexo D.	Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T2VL	121
Anexo E.	Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T2VC	122
Anexo F.	Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T2VP	123

RESUMO

PEREIRA, S. **Recursos hídricos em veredas do bioma cerrado no Estado de Goiás**. 2010. 126 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Solo e Água)–Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010¹.

Dentre os diversos tipos fisionômicos de vegetação do bioma Cerrado, existem as veredas, subsistemas úmidos que participam do controle do fluxo do lençol freático, desempenhando papel fundamental no equilíbrio hidrológico dos cursos d'águas. Esses ambientes, entretanto, são sensíveis à alteração ambiental, de pouca capacidade regenerativa e estão sendo degradados principalmente devido à atividade agropecuária. Embora a qualidade de água em corpos hídricos seja tema de diversos trabalhos, poucos se referem especificamente às veredas do Cerrado e raros em relação à quantidade de água vertida. Neste sentido, este estudo se propõe a caracterizar quantitativa e qualitativamente os recursos hídricos, em veredas conservadas e antropizadas do bioma Cerrado, por meio da avaliação das consequências destas interferências nestes ambientes. Neste contexto, monitorou-se: o comportamento do nível do lençol freático das veredas selecionadas; a vazão do curso de drenagem destas, e; a qualidade da água por meio dos seus aspectos físicos, químicos, microbiológicos e agro-toxicológicos, que compõem o IQA-CCME (índice de qualidade de água desenvolvido pelo Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente) tendo como referência para as variáveis estudadas os valores preestabelecidos pela Resolução Conama n.º 57/05. Foram selecionadas seis veredas, divididas em dois ternos, denominados “terno 1” (T1, no município de Bela Vista de Goiás/GO) e “terno 2” (T2, no município de Silvânia/GO). Cada terno contém uma vereda inserida em região de lavoura (VL) e outra inserida em região de pastagens (VP) além de veredas conservadas (VC). Os resultados obtidos permitiram concluir que a vereda antropizada com pastagens (T2VP), apresentou maior variação do nível do lençol freático devido, provavelmente, à menor infiltração de água no solo, no seu entorno, em virtude da existência de pastagens bastante degradada. A brusca variação da vazão encontra-se relacionada, entre outros fatores, com a topografia do terreno e o uso antrópico de seu entorno. Na determinação do IQA-CCME, as variáveis “pH”, “ferro solúvel” e “oxigênio dissolvido” foram as mais restritivas para as veredas do T1. No T2 foram mais restritivas as variáveis pH e oxigênio dissolvido. Não se observou o efeito da sazonalidade sobre o valor do IQA-CCME. O “oxigênio dissolvido” não é uma variável eficiente para determinar a qualidade de águas em veredas, visto que a água aflora de meios subterrâneos, que naturalmente possuem baixas concentrações de oxigênio dissolvido. Caso fossem adotados apenas os valores de referência da Resolução Conama n.º. 357/05, as veredas seriam pertencentes às Classes 3 e 4, o que não corresponde às definições desta resolução para estes corpos de água, pois as veredas apresentam água de boa qualidade e com diversas aplicações além das previstas nestas classes.

Palavras-chave: monitoramento ambiental, lençol freático, quantidade de água, vazão, índice de qualidade de água.

¹ Orientador: Prof. Dr. Jorge Luiz do Nascimento. EA-UFG.
Co-orientador: Prof. Dr. Leandro Gonçalves Oliveira. ICB-UFG.

ABSTRACT

PEREIRA, S. **Water resources in veredas in the Cerrado biome in Goiás State.** 2010. 126 f. Thesis (Doctored in Agronomy: Soil and Water)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010¹.

Among the several vegetation types of the Cerrado (savanna) biome, there are the veredas (a type of waterway or water source), humid subsystem that participate in the control of the flow water table, playing key role in the hydrological balance of water courses. Such environments, however, are sensitive to environmental change, low regenerative capacity and are being degraded mainly due to agricultural activities. Although the quality of water in waters resources is the subject of studies, few refer specifically to the veredas of the Cerrado and rare in relation to the amount of flowed water. In this sense, this study aims to characterize quantitatively and qualitatively the waters resources, in conserved and anthropic veredas of the Cerrado biome, through the evaluation of the consequences of these interferences in these environments. In this context, it was looked for to monitor: the behavior of the water table level of the selected veredas; the flow of the course of these drainage, and; the quality of the water through their aspects physical, chemical, microbiological and agricultural chemicals, that composed WQI-CCME (water quality index developed by Canadian Council of the Ministry of the Environment) with reference to these variables values predetermined by the Resolution Conama n.º 357/05. Six veredas were selected, divided in two suits, called "suit 1" (T1, in the city of Bela Vista de Goiás/GO) and "suit 2" (T2, in the city of Silvânia/GO). Each suit contains a vereda inserted in crop region (VL) and another inserted in area of grassland (VP) also conserved vereda (VC). The results showed that vereda with disturbed grassland (T2VP), presented larger variation in the water table level, probably due to less water infiltration into the soil, its surroundings, due to existence of very degraded pastures. The abrupt variation of the flow is related, among other factors, with the topography of the land and the use of anthropic its surroundings. In the determination of WQI-CCME, the variables "pH", "soluble iron" and "dissolved oxygen" were the most restrictive for the veredas of T1. In T2 were more restrictive the variables pH and dissolved oxygen. The effect of the seasonality was not observed on the value of WQI-CCME. The "dissolved oxygen" is not an efficient variable to determine the quality of waters in veredas, as the water emerges from underground, that naturally have low concentrations of dissolved oxygen. In case they were just adopted only the references values of the Resolution Conama n.º 357/05, the veredas would belong to Classes 3 and 4, what doesn't correspond to the definitions of this resolution for these water resources, because the veredas present water of good quality and with several applications beyond those provided in these classes.

Key words: environmental monitoring, water table level, water amount, flow, water quality index.

¹ Adviser: Prof. Dr. Jorge Luiz do Nascimento. EA-UFG.
Co-adviser: Prof. Dr. Leandro Gonçalves Oliveira. ICB-UFG.

1 INTRODUÇÃO

Considerada região “berço” das águas, o Cerrado tem grande relevância no território brasileiro não somente pela extensão da área ocupada, mas principalmente pela biodiversidade que abriga, pelo potencial de suas terras em produzir alimentos, por sua beleza natural e ainda por sua riqueza em recursos hídricos. Constitui uma região rica em água destacando a presença de três das maiores bacias hidrográficas da América do Sul (Tocantins/Araguaia, São Francisco e Prata) que favorecem sua biodiversidade.

O Cerrado brasileiro cobre uma área de aproximadamente 2 milhões de km², abrangendo dez estados do Brasil Central. Ocupa uma extensa área no país (aproximadamente 25% do território), fazendo limite com todos os grandes ecossistemas brasileiros: ao norte com a Amazônia, a nordeste com a Caatinga, a leste e sudeste com a Mata Atlântica, a oeste com o Pantanal e ao sul com os Pampas Sulinos (Carvalho et al., 2008)

Trata-se de um domínio bastante antigo e já no Cretáceo (entre 145 e 65 milhões de anos antes do presente) havia uma formação de pré-cerrado. Logo após esse período, ocorreu o soerguimento do Planalto Central, e uma alteração gradativa de clima, que anteriormente era mais seco, para um período mais úmido, que favoreceu a diversificação da flora e da fauna (Machado et al., 2008).

De acordo com Oliveira et al. (2005), calcula-se que metade do Cerrado situa-se entre 300 m e 600 m acima do nível do mar, e apenas 5,5% atingem uma altitude acima de 900 m. Em pelo menos dois terços da região o inverno é demarcado por um período de seca que prolonga-se por cinco a seis meses. Com parte das regiões sob clima tropical e subtropical é comum a ocorrência de solos ácidos, caracterizados por reduzido pH, baixos teores de matéria orgânica, baixos teores de cálcio e magnésio trocáveis, baixo índice de saturação por bases, e relativamente elevados teores de alumínio trocáveis.

Segundo Coutinho, citado por Souza et al. (2010), do ponto de vista fisionômico, os cerrados apresentam dois extremos: o cerradão, o qual predomina o componente arbóreo-arbustivo, e o campo limpo onde há predomínio do componente

herbáceo-subarbustivo. As demais fisionomias encontradas - campo sujo, campo cerrado, cerrado (sentido restrito) - seriam consideradas ecótonos entre o cerradão e o campo limpo.

Dentre os diversos tipos fisionômicos de vegetação nessa região, existem as veredas que ocorrem em geral, em áreas de nascentes, com elevado nível de umidade no solo. Veredas são subsistemas úmidos que participam do controle do fluxo do lençol freático, desempenhando um papel fundamental no equilíbrio hidrológico dos cursos d'água do Cerrado. Constituem-se num importante represador da água armazenada na chapada, sendo fundamentais para a perenização dos córregos, ribeirões e até mesmo dos rios, a jusante destas áreas. Esses ambientes, entretanto, são sensíveis à alteração e de pouca capacidade regenerativa, quando perturbados (Carvalho, 1991).

As áreas úmidas são ecossistemas naturais os quais sofrem inundação periódica ou permanente. Nestes, a água é o fator determinante das condições abióticas e bióticas, pois abrigam uma diversidade ímpar de espécies da fauna e da flora e um número alto de processos ecológicos que as regulam (Maltchik et al., 2003). Além da importância ecológica e hidrológica das veredas, pode-se destacar o seu valor paisagístico e social para as pequenas comunidades rurais, que exploram sustentavelmente a palmeira buriti em diversas atividades.

Apesar das veredas constituírem um subsistema de extrema importância para o Cerrado, elas estão sendo degradadas devido à atividade agropecuária, avanço da urbanização, construção de estradas e canais de drenagem. Em razão disso, as consequências têm sido desastrosas para este ambiente, com os assoreamentos, ressecamento dos solos, diminuição do volume hídrico, erosão e perda irreparável de sua beleza e biodiversidade (Guimarães, citado por Araújo et al., 2002).

Para Oliveira & Ferreira (2007), as características favoráveis às atividades agrícolas provocaram mudanças nas características naturais do solo e contaminação das veredas pelos usos descontrolados de corretivos químicos e agrotóxicos. Estes autores afirmam que toda a dinâmica do ambiente é prejudicada pelas ações antrópicas.

Segundo Haas & Verdum (2010), em relação às nascentes, existe a Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que instituiu o Código Florestal, com algumas alterações trazidas pela Medida Provisória nº 2.166-67, de 2001, e ainda a Resolução do Conama nº 303, de 20 de março de 2002. No Código Florestal encontra-se a determinação de que as áreas no entorno das nascentes são Áreas de Preservação Permanente (APP), com

a dimensão de um raio de, no mínimo, 50 (cinquenta) metros de largura. Esta determinação se aplica a todas as nascentes, independente de sua posição topográfica.

Entretanto, embora protegidas por lei, com a ocupação do Cerrado, as veredas têm sofrido severas alterações antrópicas, que em alguns casos tornam-se irreversíveis. Os estudos voltados para a compreensão da dinâmica e da biodiversidade nestes locais ainda são escassos se restringindo, na maioria dos casos, a estudos florísticos abrangendo vários tipos fisionômicos do cerrado, incluindo parcialmente áreas de veredas (Amaral, 2002). Mais escassos ainda são os estudos relativos aos efeitos da antropização sobre a quantidade e a qualidade de água das veredas. Embora a qualidade de água em corpos hídricos seja tema de diversos trabalhos, poucos se referem especificamente às veredas do Cerrado e raros em relação à quantidade de água vertida.

O objetivo deste estudo foi caracterizar quantitativa e qualitativamente os recursos hídricos, em veredas antropizadas e conservadas do bioma Cerrado, por meio da avaliação das consequências destas interferências nestes ambientes. Neste contexto, buscou-se especificamente: i) acompanhar o comportamento do nível do lençol freático das veredas estudadas em um transecto definido; ii) quantificar a vazão do curso de drenagem das veredas estudadas; iii) classificar a qualidade da água quanto aos aspectos físicos, químicos, microbiológicos e agrotóxicológicos e; iv) compreender a relação entre o sistema hídrico “veredas” e os impactos provocados pelas alterações antrópicas em seu entorno.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A água é o mais abundante e importante recurso natural do planeta. Sua distribuição, no globo, se dá de forma irregular, o que propicia sua abundância em determinadas regiões e escassez em outras. A carência de água pode ser, para muitos países, um dos fatores limitantes ao desenvolvimento, pois o modelo tecnológico até então elaborado com base na exploração indiscriminada dos recursos naturais está esgotado (Paz et al., 2000).

Segundo Moraes & Jordão (2002), nas últimas décadas, o recurso água vem sendo ameaçado pelas ações indevidas do homem, o que acaba resultando em prejuízo para a própria humanidade. Em seus estudos, estas pesquisadoras alertam que apesar do caráter renovável da água, o aumento populacional tem ocorrido em níveis superiores aos tolerados pela natureza, o que resultará, em pouco tempo, em estresse do sistema hídrico. Defendem ainda o desenvolvimento de uma consciência ambientalista, muito mais que medidas punitivas, como meio eficaz para evitar a concretização da grande crise da água, prevista para um futuro bem próximo.

A água é considerada um recurso natural renovável devido à sua capacidade de se recompor, em quantidade, principalmente pelas chuvas, e por sua capacidade de absorver poluentes. Porém, a classificação de recurso renovável, para a água, também é limitada ao seu uso, que vai pressionar a sua disponibilidade pela quantidade existente e pela qualidade apresentada (Brasil, 2000).

Ao compararem a relação entre indicadores de disponibilidade hídrica e de saneamento, com indicadores sociais e de saúde, Libânio et al. (2005) destacaram a importância da dimensão da qualidade de água na gestão dos recursos hídricos. Em suas pesquisas, estes autores demonstraram que o bem-estar das populações nos diversos países e no território nacional é melhor retratado pela abrangência dos serviços de água e de esgotamento sanitário, do que propriamente pelo potencial hídrico ou pela disponibilidade de água *per capita*.

2.1 RECURSOS HÍDRICOS

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA) (Brasil, 2002), estima-se que cerca de 10% do total mundial de água doce estão disponíveis no Brasil, tornando-o em termos quantitativos um dos mais ricos em água doce no mundo. Afirma ainda que 70% da água brasileira está na região Norte, onde está situada a bacia amazônica e vivem apenas 7% da população; a região Sudeste, que tem a maior concentração populacional (42,63% do total brasileiro), dispõe de apenas 6% dos recursos hídricos, e a região Nordeste, que abriga 28,91% da população dispõe apenas de 3,3%. Portanto, apenas 30% dos recursos hídricos brasileiros estão disponíveis para 93% da população.

O Cerrado ocupa em torno de 25% do território nacional e contribui de forma significativa para a produção hídrica superficial de oito das doze grandes bacias hidrográficas brasileiras (Araújo et al., 2009; Sonoda & Oliveira Filho, 2010). Dentre as oito bacias hidrográficas, três possuem estreita dependência das águas fornecidas pelo Cerrado, devido à elevada quantidade de nascentes. Estas correm para diferentes porções do Brasil, correspondendo a 78% do montante da bacia dos rios Araguaia/Tocantins; 70% da bacia do rio São Francisco e 48% da bacia do rio Paraná.

Na literatura especializada distingue-se usos consuntivo e não-consuntivo dos recursos hídricos, conforme impliquem ou não em consumo efetivo da água; ou seja, em perdas entre o volume derivado e o volume que retorna aos mananciais superficiais através do lançamento das águas servidas ou residuárias (Vargas, 1999). O uso consuntivo refere-se aos usos que retiram a água de sua fonte natural diminuindo suas disponibilidades quantitativas, espacial e temporal. O uso não-consuntivo refere-se aos usos que retornam à fonte de suprimento, praticamente a totalidade da água utilizada, podendo haver alguma modificação no seu padrão temporal de disponibilidade quantitativa. O uso local refere-se aos usos que aproveitam a disponibilidade quantitativa de água em sua fonte sem qualquer modificação relevante, temporal ou espacial (Brasil, 2000).

O acesso aos recursos hídricos deve ocorrer através de uma boa gestão e de adequado processo político. Gestão, em *lato sensu*, é a forma pela qual se pretende equacionar e resolver as questões de escassez relativa dos recursos hídricos, bem como fazer o uso adequado, visando a otimização dos recursos em benefício da sociedade (Brasil, 2000). Apesar da água ser um recurso ambiental, sua importância como bem essencial à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar social faz com que

requiera uma gestão e uma legislação especiais, voltadas para as suas características singulares. Os novos conceitos que permeiam as leis nacional e estaduais de recursos hídricos, das últimas décadas surgiram da necessidade de conter ou contornar uma crise de qualidade e quantidade, nascida do uso excessivo e mal organizado do recurso hídrico, um dos elementos vitais para a vida humana no Planeta (Machado, 2003).

Os principais instrumentos para uma política de gestão são: os Planos de Recursos Hídricos, elaborados por bacia hidrográfica e por estado; o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água; a outorga de direito de uso; e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (Machado, 2003). Para efetivar estas ações foi criada por meio da Lei nº 9.984 de 17 de julho de 2000, a Agência Nacional de Águas – ANA - o órgão gestor dos recursos hídricos de domínio da União.

Entretanto, ao analisarem o impacto da ação antrópica sobre uma nascente do rio Água Grande (Ubiratã-PR), Paranhos Filho et al. (2005) observaram que não há respeito à lei de preservação da APP (Área de Preservação Permanente), por parte dos proprietários rurais, mas que há também a falta de fiscalização e incentivo dos órgãos responsáveis, não só nas nascentes, mas na bacia como um todo. Segundo os autores, conforme a Portaria 518 do Ministério da Saúde de 25 de março de 2004 (Brasil, 2004) em seu artigo 9º, inciso V, cabe aos responsáveis pela operação de sistema de abastecimento de água: “promover, em conjunto com os órgãos ambientais e gestores de recursos hídricos, as ações cabíveis para a proteção do manancial de abastecimento e de sua bacia contribuinte (...)”, havendo a necessidade de uma interação entre os órgãos para melhor gerenciamento dos recursos hídricos, e maior fomento de ações mitigadoras de impactos causados pela ação do homem.

2.2 AS VEREDAS DO CERRADO

O bioma Cerrado constitui-se em região fitogeográfica desuniforme, apresentando em sua paisagem inclusões de formações florestais, em meio às formações savânicas e campestres. Dentre os diversos tipos fisionômicos de vegetação nessa região, existem as veredas que ocorrem em geral, em áreas de nascentes, com elevado nível de umidade no solo. As áreas úmidas são ecossistemas naturais os quais sofrem inundação periódica ou permanente (Maltchik et al., 2003).

As veredas são um subsistema de grande importância no bioma Cerrado por ser a principal área de nascentes das fontes hídricas e um importante refúgio fauno-florístico,

que mantém íntimas relações com espécies dos outros subsistemas a sua volta, muitas vezes sendo a única fonte de água de vasta extensão de terra (Santos et al., 2009). Para Ferreira (2008), estes subsistemas constituem ambientes de nascedouros das fontes hídricas do Planalto Central Brasileiro, que alimentam os cursos d'água que formam a rede hídrica local e regional, bem como formam as três principais bacias hidrográficas do Brasil (Platina, Sanfranciscana e Amazônica), além de serem utilizadas para projetos de irrigação e dessedentação de animais.

A palmeira buriti (*Mauritia flexuosa*) é comumente encontrada no subsistema veredas, sendo popularmente associada à ocorrência deste. O buriti, segundo Santos et al. (2009), é uma planta perenifólia, higrófila, que ocorre agrupada nas áreas brejosas ou permanentemente inundadas e suas aplicações englobam os seguintes usos:

- ornamental, com seus cachos;
- alimentício com o caule de onde se extrai o palmito ou se retira uma seiva adocicada (cerca de 93% de sacarose) utilizada para produção de vinho, ou da medula, onde se extrai uma fécula semelhante a farinha de mandioca;
- da polpa que envolve o fruto;
- das folhas como cobertura de moradias;
- das fibras para realização de artesanato;
- medicinal, do óleo extraído de sua polpa (propriedades energéticas e vermífugas).

Pereira et al. (2003) conduziram estudos para a avaliação das propriedades da polpa celulósica obtida a partir das palhas provenientes das folhas da palmácea *Mauritia vinifera* tendo em vista, a sua utilização como matéria-prima alternativa na produção de papel. Os autores concluíram que embora o valor da densidade das palhas do buriti se encontrasse em patamares abaixo das espécies empregadas na indústria de celulose e papel, a sua importância como fibra alternativa está na resposta aos ensaios físicos-mecânicos e rendimento frente àquelas já consagradas. Os autores salientam que apesar das fibras de buriti não apresentarem o perfil completo das características morfológicas de fibras papeleiras, estas podem ser utilizadas na produção de papel kraft⁴ com bons índices de resistência físico-mecânica.

Saraiva & Sawyer (2007) estudaram o extrativismo de produtos florestais não madeireiros na região dos Lençóis Maranhenses, onde o buriti configura um importante

⁴ O processo "kraft" utiliza o hidróxido (NaOH) e o sulfeto de sódio (Na₂S) no cozimento como agentes deslignificantes.

recurso para as populações locais tradicionais. Estes autores analisaram os aspectos da cadeia produtiva do extrativismo e do artesanato da fibra do buriti no município de Paulino Neves, inferindo sobre o potencial deste em promover uma mudança na realidade sócio-ambiental regional. Os resultados encontrados indicam que o artesanato da fibra do buriti é uma atividade singular e com alto potencial para contribuir com o desenvolvimento regional, por conjugar aspectos sociais, econômicos, culturais, ambientais, políticos, de gênero, entre outros. Entretanto, salientam ainda que o quadro atual revela uma situação de desvalorização da atividade artesanal e das próprias artesãs, de modo que são necessárias ações sinérgicas do poder público e sociedade civil organizada no sentido de alterar o quadro encontrado.

2.3 O CICLO HIDROLÓGICO E HIDROGEOLOGIA DA NASCENTE

O entendimento da formação e do comportamento das nascentes apóia-se na hidrogeologia, ramo da hidrologia que procura explicar a ocorrência de água nas camadas mais profundas do solo, as águas subterrâneas.

Ciclo hidrológico é, simplifadamente, o caminho que a água percorre desde a evaporação no mar, passando pelo continente e voltando novamente ao mar. Dentro de uma bacia hidrográfica, a água das chuvas apresenta os seguintes destinos: parte é interceptada pelas plantas, evapora-se e volta para a atmosfera, parte escoia superficialmente formando as enxurradas que, através de um córrego ou rio abandona rapidamente a bacia (Figura 1). Outra parte, e a de maior interesse, é aquela que se infiltra no solo, com uma parcela ficando temporariamente retida nos espaços porosos, outra parte sendo absorvida pelas plantas ou evaporando através da superfície do solo, e outra alimentando os aquíferos, que constituem o horizonte saturado do perfil do solo. Essa região saturada pode situar-se próxima à superfície ou a grandes profundidades e a água ali presente estar ou não sob pressão (Calheiros, 2006).

Quando a região saturada se localiza sobre uma camada impermeável e possui uma superfície livre sem pressão, a não ser a atmosférica, tem-se o chamado lençol freático ou lençol não confinado. Quando se localiza entre camadas impermeáveis e condições especiais que façam a água movimentar-se sob pressão, tem-se o lençol artesianos ou lençol confinado. Hidrogeologicamente, em sua expressão mais comum, lençol freático é uma camada saturada de água no subsolo, cujo limite inferior é outra camada de baixa

permeabilidade ou ainda impermeável, geralmente um substrato rochoso. Em sua dinâmica, usualmente é de formação local, delimitado pelos contornos da bacia hidrográfica, origina-se das águas de chuva que se infiltram através das camadas permeáveis do terreno até encontrar uma camada impermeável ou de permeabilidade muito menor que a superior (Calheiros, 2006). Nesse local fica em equilíbrio com a gravidade, satura os horizontes de solos porosos logo acima, deslocando-se de acordo com a configuração geomorfológica do terreno e a permeabilidade do substrato (Figura 1).

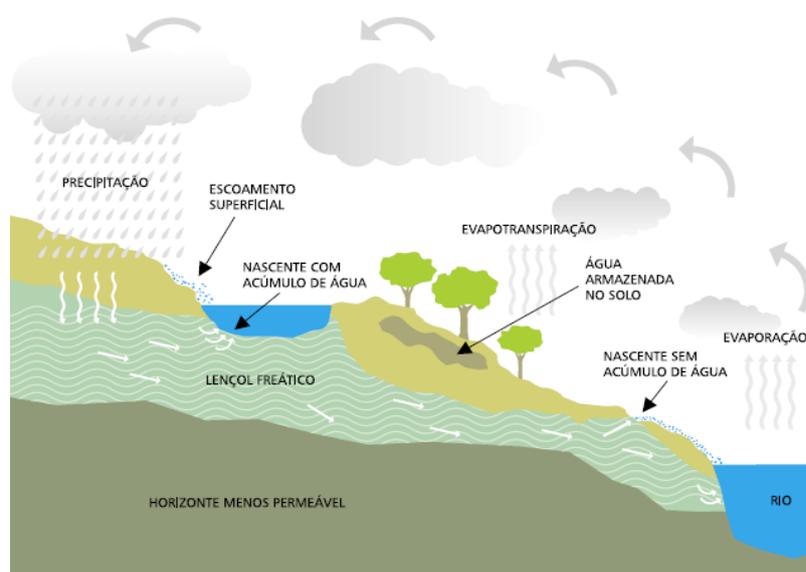


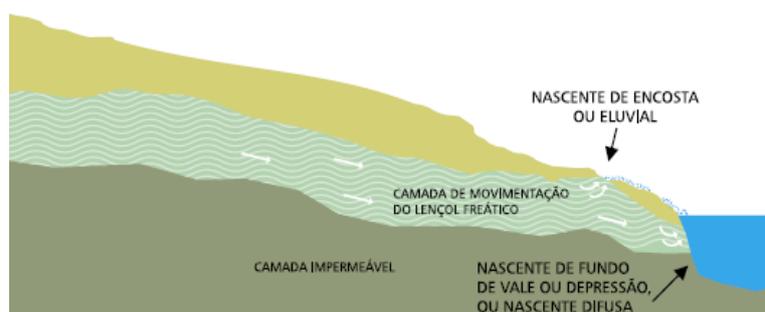
Figura 1. Ciclo hidrológico e dinâmica do lençol freático.

As nascentes localizam-se em encostas ou depressões do terreno ou ainda no nível de base representado pelo curso d'água local. Podem ser perenes (de fluxo contínuo), temporárias (de fluxo apenas na estação chuvosa) e efêmeras (surgem durante a chuva, permanecendo por apenas alguns dias ou horas) (Calheiros, 2006).

As nascentes podem ser classificadas quanto à sua formação. Segundo Linsley & Franzini citados por Calheiros (2006), quando a descarga de um aquífero concentra-se em uma pequena área localizada tem-se a nascente ou olho d'água. Esse pode ser o tipo de nascente sem acúmulo d'água inicial, comum quando o afloramento ocorre em um terreno declivoso, surgindo em um único ponto em decorrência da inclinação da camada impermeável ser menor que a da encosta. Os exemplos desse tipo são as nascentes de encosta e de contato.

Por outro lado quando a superfície freática ou um aquífero artesianos interceptar a superfície do terreno e o escoamento for espreado numa área o afloramento tenderá a ser difuso formando um grande número de pequenas nascentes por todo o terreno, originando

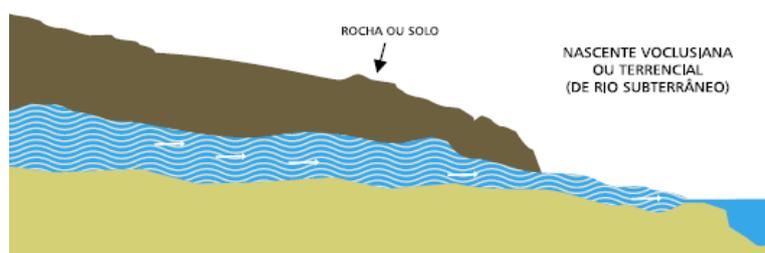
as veredas. Se a vazão for pequena poderá apenas molhar o terreno, caso contrário pode originar o tipo com acúmulo inicial, comum quando a camada impermeável fica paralela à parte mais baixa do terreno e, estando próximo a superfície, acaba por formar um lago (Calheiros, 2006). São exemplos desse tipo as nascentes de fundo de vale e as originárias de rios subterrâneos (Figura 2).



a) Nascente de encosta



b) Nascente de contato



c) Nascente de rio subterrâneo

Figura 2. Tipos mais comuns de nascentes originárias de lençol não confinado: a) nascente de encosta, b) nascente de contato, e c) nascente de rio subterrâneo (Linsley & Franzini, citados por Calheiros (2006)).

Essa classificação é apenas básica, já que, em muitos casos, fica difícil enquadrar a nascente em um único dos modelos citados. Mas o importante é procurar diferenciar nascentes freáticas de nascentes artesianas, pois os lençóis responsáveis pelas primeiras são abastecidos por áreas próximas, enquanto os responsáveis pelas segundas

podem ser abastecidos em áreas distantes do ponto de emergência e às vezes de difícil identificação. Um fato bem característico é que as nascentes freáticas têm reações mais rápidas ao regime de chuvas ou ao uso da terra em áreas próximas ao local de sua ocorrência, sendo mais fáceis de serem trabalhadas para recuperação e conservação de vazões (Valente & Gomes, 2005).

Nascentes, portanto, são aquelas manifestações superficiais de lençóis que resultam da formação de córregos. Quando a manifestação se resume em acumulação em poças, somente, são formadas as fontes, às vezes termiais, quando a água vem de grandes profundidades (Valente & Gomes, 2005).

2.4 FATORES CONDICIONANTES DA FORMAÇÃO DE VEREDAS

De acordo com Boaventura (2007), para que exista uma vereda bem evoluída, ou seja, com todos os seus elementos característicos é necessário que existam os seguintes fatores condicionantes, abaixo enumerados:

- a) Relevo plano ou suavemente ondulado, que pode se apresentar nas seguintes modalidades:
 - superfície aplainada;
 - superfície tabular ou chapada;
 - superfície tabular rebaixada.
- b) Rocha sedimentar porosa ou solos espessos permeáveis, intercalados ou sobrepostos a camada impermeável;
- c) Nível de base local (que retarda o aprofundamento da vereda)
 - mantido, geralmente, por soleira de rocha dura (base rochosa aflorante que dificulta o aprofundamento progressivo do canal fluvial).
- d) Caimento ou inclinação suave da superfície topográfica, propiciando o escoamento das águas pluviais.
- e) Clima tropical (com estações secas e chuvosas bem contrastadas).

O autor ainda cita um sexto fator, segundo este, não imprescindível, porém, frequente nas etapas mais evoluídas de veredas de grande extensão, a existência de fraturamento da rocha impermeável subjacente às rochas permeáveis que contém o lençol freático. Tais fraturas, de acordo com autor, geralmente favorecem o aprofundamento do canal da vereda ao mesmo tempo em que orientam o seu curso.

2.5 CLASSIFICAÇÃO GEOMORFOLÓGICA DAS VEREDAS

Conforme o estágio evolutivo em que se encontram, as veredas apresentam os tipos básicos a seguir enumerados (Boaventura, 2007):

- a) Vereda de superfície aplainada: área de exsudação do lençol freático, com solo argiloso, frequentemente turfoso na zona encharcada e solo arenoso ou siltoso na zona menos úmida, com a presença ou não de buritis e matas de galeria.
- b) Vereda-várzea: área de exsudação do lençol freático, em transição para área de acumulação de sedimentos aluviais, típicos de planície de inundação ou várzea, com vegetação transicional de espécies herbáceas e buritizais para matas de galeria.
- c) Vereda de encosta: área de exsudação do lençol freático, com solo arenoso, eventualmente argiloso, com cobertura herbácea, com a presença ou não de buritis, ocorrendo nas bordas das chapadas, em declives pouco acentuados, em formas semelhantes à meia lua.

Esta classificação foi adotada no artigo 3º da Lei nº 9.682 de 12/01/1988 do estado de Minas Gerais. No conjunto da obra, esta lei declara de interesse comum e de preservação permanente os ecossistemas das veredas do vale do rio São Francisco e dá outras providências.

Ao aprofundar estudos sobre o tema, Ferreira (2008), citando quatro modelos então propostos por Boaventura (1978), Ferreira (2003) e Ferreira (2005), propuseram para a região dos Chapadões do Cerrado Goiano mais quatro modelos com algumas particularidades pelo pesquisador observadas, descritas na seqüência:

- a) Vereda de superfície tabular: veredas que se desenvolvem em áreas de planaltos, originadas do extravasamento de lençóis aquíferos superficiais. Geralmente são as veredas mais antigas;
- b) Vereda de encosta: em geral são restos de antigas veredas de superfície tabular e são, por conseguinte, mais jovens que essas, em áreas de desnível topográfico com afloramento do aquífero superficial;
- c) Vereda de terraço: veredas que se desenvolvem nas depressões, que subdividem-se em “veredas de superfície aplainada” e “veredas de terraço fluvial”, desenvolvem-se em áreas aplainadas com origem por extravasamento de lençóis d’água sub-superficiais;

- d) Vereda de sopé: veredas que se desenvolvem no sopé de escarpa, originadas do extravasamento de lençóis profundos;
- e) Vereda de enclave: veredas que se desenvolvem na forma de enclave entre duas elevações no terreno em áreas movimentadas, originadas pelo afloramento e ou extravasamento dos lençóis profundos;
- f) Veredas de patamar: veredas que desenvolvem em patamar, originadas do extravasamento de mais de um lençol d'água;
- g) Vereda de cordão linear: veredas que se desenvolvem as margens de curso d'água de médio porte, formando cordões lineares com vegetação ciliar em área sedimentares;
- h) Vereda de vales assimétricos: veredas que se desenvolvem em vales assimétricos, resultantes do afloramento do lençol d'água em áreas de contato litológico, responsável pela assimetria das vertentes.

Ramos et al. (2006) alertaram que mesmo regionalmente, as veredas podem apresentar-se sob diferentes condições ambientais. Ao pesquisarem na região do Triângulo Mineiro, estes autores verificaram que as veredas ocorrem em grande densidade, em diferentes superfícies geomórficas. Observaram que nesta região, cada superfície geomórfica representa um ambiente peculiar, implicando em atributos diferenciais de seus recursos naturais, padrões de uso e resistência à perturbação.

2.6 NÍVEL DO LENÇOL FREÁTICO E QUANTIDADE DE ÁGUA EM VEREDAS

Não há trabalhos disponíveis na literatura nacional a respeito da quantidade de água disponibilizada especificamente pelas veredas. Também não há trabalhos com o monitoramento do nível do lençol freático destas. O estudo da sazonalidade destas variáveis ainda é incipiente, neste contexto. Entretanto, quando associada ao estudo da microbacia onde as nascentes (no sentido amplo) se encontram inseridas, algumas referências podem ser encontradas.

Maffia et al. (2009) conduziram estudos para quantificar a variação da vazão do córrego Águida, no município de Francisco Dumont - MG, relacionando a precipitação de chuvas com o crescimento do eucalipto, em diferentes épocas do ano e também a variação da vazão destas diferentes épocas do ano aos efeitos ambientais e antrópicos. Ao confrontarem os dados de vazão e precipitação verificaram uma relação direta entre eles.

Ressaltaram que em alguns momentos o aumento da vazão não acompanha o aumento da precipitação imediatamente, ou seja, o efeito das chuvas na vazão é retardado em ambientes de vereda. Observaram ainda que nos meses de estiagem a vazão mínima nos pontos próximos as nascentes permanecem constantes o que provavelmente representa a capacidade de armazenamento de água do solo da bacia.

As águas subterrâneas possuem extrema importância não apenas do ponto de vista social, mas também ambiental, visto que desempenham papel de regularização e perenização dos cursos superficiais, propiciando umidade para o equilíbrio da biota (Rodrigues, 2005). No ciclo hidrológico, o lençol freático é um dos principais componentes e garante a perenidade aos rios durante as estações secas. A água subterrânea e a superficial interagem continuamente. A identificação da posição do nível freático e suas variações podem ser feitas através da observação do lençol efetuada por meio de poços piezômetros. Sem esquecer que as oscilações do lençol freático são afetadas também pelas variações climáticas periódicas (Ramos et al., 2009).

Os poços utilizados para a observação do nível do lençol freático são denominados usualmente de piezômetros e devem possuir as bocas de todos os poços niveladas. A operação da rede de observação formada pelo conjunto de poços consiste em medir periodicamente os níveis d'água nos poços (Feitosa & Manoel Filho, 1997).

Quanto ao fluxo de água, Valente & Gomes (2005) classificam as nascentes como:

- a) perenes: se manifestam essencialmente durante o ano todo, mas vazões variando ao longo deste;
- b) intermitentes: as que fluem durante a estação chuvosa, mas secam durante parte do ano (estação seca) e os fluxos podem perdurar de poucas semanas até meses, em anos muito chuvosos, podem dar a impressão de serem perenes;
- c) temporárias ou efêmeras: ocorrem somente em resposta direta à precipitação, são mais frequentes nas regiões áridas e semi-áridas, mas ocorrem em todos os tipos de clima.

As vazões produzidas pelas nascentes são muito variáveis, desde aquelas com cerca de um litro por minuto até outras com milhares de litros por minuto (Tabela 1), tudo dependendo do tamanho e da riqueza dos lençóis responsáveis por elas. Vale ressaltar que mesmo aquelas com vazão de menos de um litro por minuto acabam sendo responsáveis pelo primeiro pequeno córrego de um grande rio. E os rios somente serão perenes,

correndo ao longo de todo o ano, se sustentados por nascentes também perenes (Valente & Gomes, 2005).

Tabela 1. Classificação das nascentes em função dos valores de vazão.

Classe ou magnitude	Vazão (L min ⁻¹)
1	> 170.000
2	17.000 - 170.000
3	1.700 - 17.000
4	380 - 1.700
5	38 - 380
6	4 - 38
7	0,6 - 4
8	< 0,6

Fonte: Meinzer, citado por Valente & Gomes (2005).

Existem diversos meios disponíveis para a medição de vazão *in loco*. De acordo com Carvalho (2008), os métodos utilizados para determinar a vazão podem ser indiretos ou automáticos, desde um simples objeto lançado na água para estimar a velocidade que percorre em uma determinada distância, até métodos mais precisos como molinetes (mais difundido, pela facilidade e custo benefício), doppler acústicos (ADCP – *Automatic Doppler Current Profiler*) e em outros casos até por satélites.

Para Santos, citado por Camargo Filho et al. (2009), medição de vazão em hidrometria é todo processo empírico utilizado, para determinar a vazão de um curso de água. Segundo este autor, os principais métodos de medição de vazão são:

- a) medição e integração da distribuição de velocidade;
- b) método acústico;
- c) método volumétrico;
- d) método químico;
- e) uso de dispositivos de geometria regular (vertedores e calhas Parshal); e
- f) medição com flutuadores.

Em seus trabalhos para a caracterização da vazão de nascentes pertencentes à bacia hidrográfica do rio Turvo Limpo - MG, Vilar et al. (2009) efetuaram medições em pontos de captação de água destas durante o período de setembro de 2008 a junho de 2009.

Para tanto, os autores empregaram o método direto de medição da vazão, utilizando balde e cronômetro e também o método indireto por meio do micromolinetete *Flow Probe* FP 101.

2.7 A QUALIDADE DA ÁGUA EM VEREDAS

Ao estudarem a qualidade higiênico-sanitária da água de consumo humano em propriedades rurais por meio de indicadores microbiológicos de potabilidade, Amaral et al. (2003) consideraram como fator de risco à saúde dos seres humanos o consumo desta. Além disso, estes autores alertam que, em se referindo à qualidade da água consumida no meio urbano, verificam-se esforços das autoridades em implementar ações que visem fornecer à população água de boa qualidade. Ressaltam, no entanto, que para o meio rural, de um modo geral, essas ações praticamente inexistem.

A qualidade da água é frequentemente determinada através da medição de algumas variáveis biológicas (análises bacteriológicas - coliformes totais e fecais) e físico-químicas da água, tais como: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH, avaliação da presença de poluentes ou através do aumento da concentração de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, no caso da poluição orgânica (Silveira, 2004).

De modo geral, a qualidade da água é definida por sua composição física, química, biológica e radioativa e, conseqüentemente, pelos efeitos que seus constituintes podem causar ao meio ambiente. Considerados nobres, determinados usos exigem rigoroso controle de qualidade das águas, além disso, padrões de qualidade para consumo humano, indústria, irrigação, variam enormemente (Brito et al., 2005).

2.7.1 Parâmetros de qualidade da água

Os diversos componentes presentes na água, e que alteram o seu grau de pureza, podem ser retratados, de uma maneira ampla e simplificada, em termos das suas características físicas, químicas e biológicas (Von Sperling, 2005). Estas características podem ser traduzidas na forma de parâmetros de qualidade da água. A Figura 3 apresenta de forma diagramática estas inter-relações.

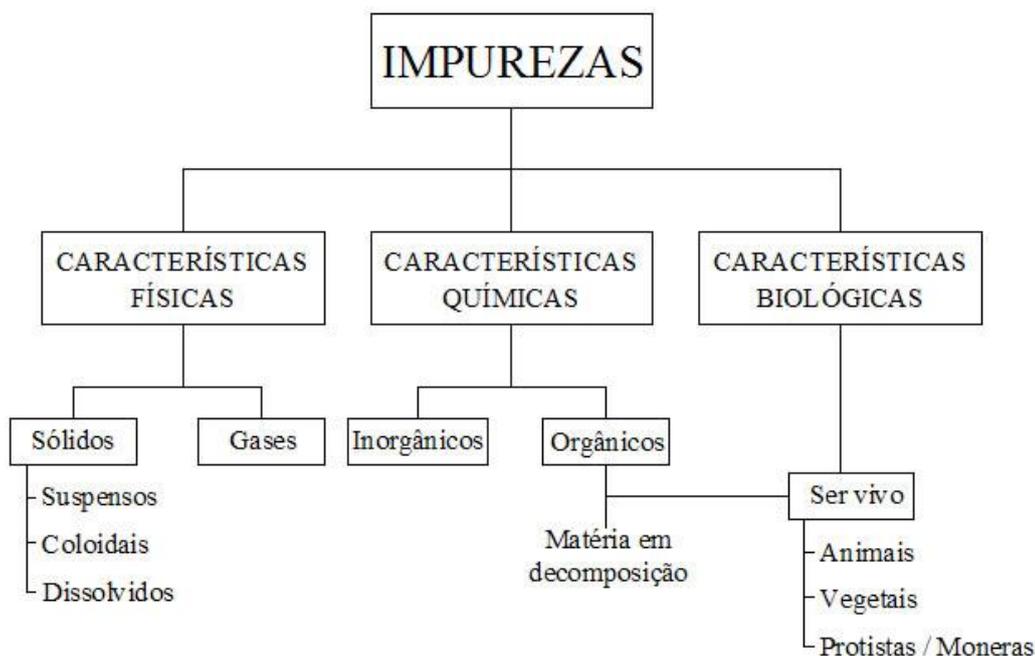


Figura 3. Impurezas contidas na água (Barnes et al. citados por Von Sperling, 2005, adaptado).

2.7.2 Parâmetros físicos de qualidade da água

2.7.2.1 Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico (Von Sperling, citado por Rocha et al., 2006; Cetesb, 2010). Dentre os colóides orgânicos podem-se mencionar os ácidos húmico e fúlvico, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos. Ao estudar a qualidade da água em propriedades rurais na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, no Rio Grande do Sul, Gonçalves et al. (2008) encontraram cor verde azulada para a água, indicando a presença de coliformes totais.

Segundo Fravet & Cruz (2007), a Resolução Conama nº 357/05 (Brasil, 2005a) não estabelece limites para a condutividade elétrica e para cor. Estes autores sugerem que estas variáveis para qualidade da água tenham parâmetros confrontados com os utilizados pela Cetesb e pela OMS (Organização Mundial da Saúde).

2.7.2.2 Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. Esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca (Nacaratti, 2008). Ocorre devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral etc. (Lima, 2005). Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água (Cetesb, 2010). A resolução Conama nº 357/05 estabelece como limite para turbidez em água doce o valor de até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT).

Uma maneira simples de medir a turbidez é pelo uso do tubo de turbidez. Esse tubo é uma adaptação da técnica do disco de Secchix e consiste em preencher um frasco com água e colocá-lo sobre discos pintados com diferentes cores-padrão, que classificam o grau de turbidez. Também pode ser medida por equipamentos eletrônicos que possuam uma fonte de luz para iluminar a amostra de água presente ao seu redor e uma célula fotoelétrica que meça a intensidade de luz dispersa pelas partículas num determinado ângulo. Essa medida da intensidade de luz dispersa em uma solução é definida na química como "nefelometria", sendo os resultados nefelométricos medidos como unidade de turbidez nefelométrica (*Nephelometric Turbidity Unit, NTU*) (Hermes & Silva, 2004).

Este autor ainda cita que os turbidímetros disponíveis no mercado podem medir o grau de dispersão da luz em faixas de 0 NTU a 1.000 NTUs. As águas claras de cabeceiras de rios normalmente têm turbidez em torno de 1 NTU, ao passo que, em rios de grande envergadura, a turbidez está em torno de 10 NTU. Esses valores podem subir para a escala de centenas de NTUs durante eventos de escoamento superficial.

Santos et al. (2007) analisaram a qualidade física da água para irrigação na microbacia do Córrego do Ipê, município de Ilha Solteira-SP, por meio de quatro pontos e determinações das concentrações de sólidos totais (suspensos e dissolvidos), turbidez e vazão. Para turbidez nenhuma das amostras foram consideradas inadequadas em relação

aos padrões de qualidade de água para a irrigação. Os autores observaram que a turbidez apresentou correlação positiva com o aumento da vazão.

2.7.2.3 Temperatura

A temperatura expressa a energia cinética das moléculas de um corpo, sendo seu gradiente o fenômeno responsável pela transferência de calor em um meio. A alteração da temperatura da água pode ser causada por fontes naturais (principalmente energia solar) ou antropogênicas (despejos industriais e águas de resfriamento de máquinas). A temperatura exerce influência marcante na velocidade das reações químicas, nas atividades metabólicas dos organismos e na solubilidade de substâncias. Os ambientes aquáticos brasileiros apresentam em geral temperaturas na faixa de 20°C a 30°C. Entretanto, em regiões mais frias, como no Sul do país, a temperatura da água em períodos de inverno pode baixar a valores entre 5°C e 15°C, atingindo, em alguns casos, até o ponto de congelamento (Brasil, 2006).

Nos diferentes corpos d'água, a temperatura varia conforme as flutuações sazonais, sendo influenciada pela latitude, pela altitude, pela época do ano, pela hora do dia e pela profundidade. Trata-se de um fator determinante no direcionamento das reações que afetam os processos químicos, físicos e biológicos, exercendo, assim, uma enorme influência na atividade biológica e no crescimento de organismos aquáticos. De certo modo, o aumento na temperatura dos corpos d'água acarreta aumento da atividade biológica dos organismos vivos presentes na água. Peixes, insetos, algas e demais espécies presentes na água têm, cada um, seu limite de tolerância ou preferência de temperatura. Sua variação influencia a qualidade química da água. Altas temperaturas também diminuem a quantidade de oxigênio que pode ser dissolvido na água, o que pode provocar situações de risco caso as águas recebam descargas de dejetos orgânicos (Hermes & Silva, 2004).

Segundo Jian et al., citados por Okamoto et al. (2006), a temperatura da água é considerada uma das variáveis ambientais mais importantes por afetar diretamente o metabolismo, consumo de oxigênio, crescimento e sobrevivência de organismos marinhos.

2.7.2.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (Paiva & Souza, 2010). Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (Cetesb, 2010). A condutividade elétrica da água deve ser expressa em unidades de resistência (mho ou S) por unidade de comprimento (geralmente cm ou m). Até algum tempo atrás, a unidade mais usual para expressão da resistência elétrica da água era o *mho* (inverso de ohm), mas atualmente é recomendável a utilização da unidade "S" (Siemens). Enquanto as águas naturais apresentam teores de condutividade elétrica na faixa de $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Brasil, 2006).

Santana et al. (2007) verificaram que com o aumento da condutividade elétrica da água de irrigação houve incremento na salinidade do solo caracterizada pela condutividade elétrica do extrato de saturação, sendo que em solos argilosos houve os maiores valores.

2.7.2.5 Sólidos totais dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos sedimentáveis

Sólidos totais dissolvidos (STD) é a medida da concentração de todos os cátions, ânions e sais resultantes da combinação de cátions e ânions que se encontram dissolvidos na água e materiais em suspensão. Corresponde, portanto, à fração dos solutos suspensos que passam por filtros com poros de $0,002 \text{ cm}$. Já os sólidos totais em suspensão (TSS) é a fração dos sólidos presentes na água, que ficam retidos nessa peneira. Altas concentrações de sólidos em suspensão servem como carreadores de substâncias tóxicas adsorvidas. Agrotóxicos, fertilizantes e metais são facilmente adsorvidos nas partículas de solo e, na maioria das vezes, não são detectados em pontos de coleta próximos ao local de sua aplicação, podendo ser encontrados em locais muito distantes, em sedimentos de lagos e rios (Hermes & Silva, 2004).

Ao verificar a influência das áreas de solo exposto sobre a qualidade das águas através da avaliação dos parâmetros físicos, como a turbidez e sólidos totais dissolvidos na bacia do Ribeirão de Carrancas-MG no período de abril a setembro de 2006, Lopes et al. (2007) encontraram os valores de sólidos totais dissolvidos inferiores a 500 mg L^{-1} . Tal

valor está em acordo com a classificação dos corpos d'água, conforme a classificação de corpos estabelecida através da Resolução Conama nº 357/05.

Segundo Rebouças, citado por Naime & Fagundes (2005), as águas naturalmente carregam uma série de materiais em suspensão (minerais e orgânicos) procedente de fontes diversas, como erosão do solo, curtumes, esgotos urbanos, etc. Estes materiais conforme a sua densidade diante das características do corpo receptor sofrem sedimentação ao longo do curso das águas, em distâncias variáveis de acordo com o regime de escoamento das mesmas, causando maior ou menor impacto ambiental.

Naime & Fagundes (2005) conduziram trabalho de avaliação e monitoramento da qualidade da água no Arroio Portão no interior do município de Portão-RS, por meio da determinação da quantidade de sólidos sedimentáveis, entre outras variáveis. Estes pesquisadores conduziram a pesquisa procurando associar os resultados com as atividades econômicas e com as características do meio físico, visando subsidiar o planejamento de ações públicas de saneamento ambiental para melhoria da qualidade de vida das populações atingidas. Conforme observaram, os altos valores de sólidos suspensos decrescem com o aumento da pluviosidade, característica de inverno, que auxiliam na dissipação da poluição hídrica. O monitoramento regular de sólidos totais é um recurso útil, que pode ser usado para detectar tendências de aumento de erosão em bacias hidrográficas.

2.7.3 Parâmetros químicos de qualidade de água

2.7.3.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental (Marques et al., 2007a). Representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala antilogarítmica), dando uma indicação de acidez, neutralidade ou alcalinidade. Sua influência sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma,

as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais (Cetesb, 2010).

As alterações de pH podem ter origem natural (dissolução de rochas, fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais). Em águas de abastecimento, baixos valores de pH podem contribuir para sua corrosividade e agressividade, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações. Para a adequada manutenção da vida aquática, o pH deve situar-se geralmente na faixa de 6 a 9 (Hermes & Silva, 2004). Existem, no entanto, várias exceções a essa recomendação, provocadas por influências naturais, como é o caso de rios de cores intensas, em decorrência da presença de ácidos húmicos provenientes da decomposição de vegetação. Nessa situação, o pH das águas é sempre ácido (valores de 4 a 6), como pode ser observado em alguns cursos d'água na planície amazônica. A acidificação das águas pode ser também um fenômeno derivado da poluição atmosférica, mediante complexação de gases poluentes com o vapor d'água, provocando o predomínio de precipitações ácidas. Podem também existir ambientes aquáticos naturalmente alcalinos em função da composição química de suas águas, como é o exemplo de alguns lagos africanos nos quais o pH chega a ultrapassar o valor de 10 (Brasil, 2006).

Ao avaliarem a qualidade físico-química da água da bacia hidrográfica do córrego Zerede em Timóteo-MG, Coluna et al. (2007) encontraram comportamento semelhante para o pH da água nos pontos amostrados no final da estação chuvosa (março de 2005) com valores próximos à neutralidade. Para a estação seca observaram de uma forma geral um aumento do pH no ponto 4, possivelmente por influência da estrada próxima ao local.

2.7.3.2 Cloretos

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas através de solos e rochas. Nas águas superficiais são fontes importantes as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg L^{-1} . Para as águas de abastecimento público, a concentração de cloreto constitui-se em padrão de potabilidade, segundo a Portaria 1469 do Ministério da Saúde. O cloreto provoca sabor "salgado" na água, sendo o cloreto de sódio o mais restritivo por provocar sabor em

concentrações da ordem de 250 mg L^{-1} , valor este que é tomado como padrão de potabilidade. No caso do cloreto de cálcio, o sabor só é perceptível em concentrações de cloreto superior a 1000 mg L^{-1} (Cetesb, 2010).

Para a atividade da irrigação, segundo Costa et al. (2005), os íons tóxicos contidos comumente nas águas de irrigação são o cloreto, o sódio e o boro e os danos podem ser provocados individualmente ou em combinação. Moraes et al. (1998) alertam que mesmo para águas com presença de cloretos mas que não apresentam perigo de toxicidade, deve-se ter um manejo adequado da irrigação, pois a toxicidade com os íons cloreto pode se manifestar ainda que esses se encontrem em quantidades relativamente baixas. Segundo estes pesquisadores, os íons cloreto presentes na água de irrigação provocam com maior frequência toxicidade nas culturas, pois não são adsorvidos pelas partículas do solo, porém, por serem muito móveis, são facilmente absorvidos pelas raízes das plantas e translocados até as folhas, onde se acumulam devido à transpiração. Este problema é mais intenso nas regiões de climas mais quentes, onde as condições ambientais favorecem uma alta transpiração.

2.7.3.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{DBO}_{5,20}$) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As variáveis DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) são utilizados para indicar a presença de matéria orgânica na água. Sabe-se que a matéria orgânica é responsável pelo principal problema de poluição das águas, que é a redução na concentração de oxigênio dissolvido. Isso ocorre como consequência da atividade respiratória das bactérias para a estabilização da matéria orgânica. Portanto, a avaliação da presença de matéria orgânica na água pode ser feita pela medição do consumo de oxigênio. Estas variáveis (DBO e DQO) indicam o consumo ou a demanda de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica contida na amostra de água. Essa demanda é referida convencionalmente a um período de cinco dias ($\text{DBO}_{5,20}$), já que a estabilização completa da matéria orgânica exige um tempo maior e a uma temperatura de 20°C (Brasil, 2006; Cetesb, 2010).

A demanda bioquímica de oxigênio é, por definição, a quantidade de oxigênio utilizada por uma população mista de micro-organismos durante a oxidação aeróbia à temperatura de 20°C (Santos, 2008). Define-se como matéria biodegradável, aquela que

pode ser consumida e assimilada como alimento e fonte de energia pela população de micro-organismos decompositores do ambiente aquático. Sua utilização como alimento energético implica na oxidação ou degradação com a finalidade de reduzir suas moléculas complexas a espécies mais simples, com liberação de energia (Lima et al., 2006).

A diferença entre DBO e DQO está no tipo de matéria orgânica estabilizada: enquanto a DBO se refere exclusivamente à matéria orgânica mineralizada por atividade dos micro-organismos, a DQO engloba também a estabilização da matéria orgânica ocorrida por processos químicos. Assim sendo, o valor da DQO é sempre superior ao da DBO. Além do mais, a relação entre os valores de DQO e DBO indica a parcela de matéria orgânica que pode ser estabilizada por via biológica. Tanto a DBO quanto a DQO são expressas em mg L^{-1} . A concentração média da DBO (que é, entre os dois, a variável normalmente mais utilizada) em esgotos domésticos é da ordem de 300 mg L^{-1} , o que indica que são necessários 300 miligramas de oxigênio para estabilizar, em um período de cinco dias e a 20°C , a quantidade de matéria orgânica biodegradável contida em um litro da amostra (Brasil, 2006). Em ambientes naturais não poluídos, a concentração de DBO é baixa (1 mg L^{-1} a 10 mg L^{-1}), podendo atingir valores bem mais elevados em corpos d'água sujeitos à poluição orgânica, esta em geral decorrente do recebimento de esgotos domésticos ou de criatórios de animais.

2.7.3.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

Oxigênio dissolvido (OD) é a concentração de oxigênio contido na água, que é essencial para todas as formas de vida aquática (Gebler, 2002). Os sistemas aquáticos produzem e consomem o oxigênio, que é retirado da atmosfera na interface água-ar e também é obtido como resultado de atividades fotossintéticas de algas e plantas. A quantidade de oxigênio presente na água em condições normais depende da temperatura, da quantidade de sais presentes e da pressão atmosférica. A solubilidade dos gases aumenta com a diminuição da temperatura e da salinidade. Portanto, águas mais frias retêm maior quantidade de oxigênio, enquanto águas salinas contêm menos oxigênio. Os níveis de OD têm variações sazonais, em período de 24 horas. Normalmente, em águas naturais e ao nível do mar, a concentração está em torno de 8 mg L^{-1} , a 25°C . A concentração de OD em lagoas e represas varia verticalmente na coluna de água, ao passo que, em rios e riachos, apresenta variações mais horizontais ao longo do curso das águas. Rios de grande

profundidade podem apresentar alguma estratificação vertical do OD (Hermes & Silva 2004).

As variações nos teores de oxigênio dissolvido estão associadas aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água. Para a manutenção da vida aquática aeróbia são necessários teores mínimos de oxigênio dissolvido de 2 mg L⁻¹ a 5 mg L⁻¹, de acordo com o grau de exigência de cada organismo. A concentração de oxigênio disponível mínima necessária para a sobrevivência das espécies piscícolas é de 4 mg L⁻¹ para a maioria dos peixes e de 5 mg L⁻¹ para trutas. Em condições de anaerobiose (ausência de oxigênio dissolvido), os compostos químicos são encontrados na sua forma reduzida (isto é, não oxidada), a qual é geralmente solúvel no meio líquido, disponibilizando, portanto as substâncias para assimilação pelos organismos que sobrevivem no ambiente. À medida que cresce a concentração de oxigênio dissolvido, os compostos vão-se precipitando, ficando armazenados no fundo dos corpos d'água (Brasil, 2006)

A fotossíntese, processo pelo qual as plantas verdes convertem o dióxido de carbono (CO₂) em carboidrato (CH₂O) e oxigênio livre (O₂), usando a luz do sol como fonte de energia, que ocorre nos fitoplânctons, é a principal fonte de oxigênio dissolvido nos corpos de água. Durante o dia, o fitoplâncton retira o CO₂ da água e produz o O₂ de forma muito mais rápida do que a que os consumidores de oxigênio conseguem retirar da água pelo processo de respiração. À noite, como cessa o fornecimento de energia, não ocorre mais a fotossíntese, mas continuam os processos de respiração celular. Por esse processo, o O₂ é retirado da água e o CO₂ é liberado, causando um declínio do oxigênio dissolvido. Se o crescimento dos fitoplânctons for intenso (*Bloom*), as concentrações podem atingir níveis de risco durante a noite e de manhã (Hermes & Silva, 2004).

Visando avaliar a qualidade das águas do Ribeirão do Meio, bacia do Mogi-Guaçu, Socorro/SP, Brotto et al. (2007) coletaram amostras de água em oito pontos ao longo do Ribeirão do Meio, da nascente a foz. As coletas foram feitas em duas ocasiões, uma no mês de março e outra em abril. Para uma das quatro nascentes estudadas estes autores encontram uma concentração de 4,85 mg L⁻¹, inferior a mínima estabelecida pela Resolução 357/2005 do Conama. Estes autores concluem que a antropização ocorrida na bacia seria a responsável pelos valores encontrados, abaixo do mínimo para esta e outras variáveis analisadas.

Almeida et al. (2004) verificaram a qualidade microbiológica da água do

Córrego “Ribeirão dos Porcos”, situado dentro do município de Espírito Santo do Pinhal (SP), por meio de 24 amostras de água coletadas em seis pontos distintos, dentro do percurso do córrego, a partir da nascente, situada na zona rural. O experimento foi realizado no período de julho a novembro de 2001, sendo que as amostras foram coletadas uma vez por semana e em períodos alternados, ou seja, uma semana no período matutino e na seguinte no período vespertino. Para os teores de oxigênio dissolvido foram observadas alterações da nascente até o último ponto de coleta. Na nascente, os valores observados encontram-se entre $4,57 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,96 \text{ mg L}^{-1}$, valor este normal para o ponto de amostragem, uma vez que a água, quando retida no lençol freático apresenta-se isenta deste gás, uma vez que não há contato com a atmosfera. No ponto subjacente, entretanto, estes valores são satisfatórios, pois o deslocamento do referido caudal líquido e a atividade fotossintética adsorvem oxigênio às moléculas de água.

2.7.3.5 Alcalinidade total

A alcalinidade indica a quantidade de íons na água que reagem para neutralizar os íons hidrogênio. Constitui, portanto, uma medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos, servindo assim para expressar a capacidade de tamponamento da água, isto é, sua condição de resistir a mudanças do pH. Ambientes aquáticos com altos valores de alcalinidade podem, entretanto, manter aproximadamente os mesmos teores de pH, mesmo com o recebimento de contribuições fortemente ácidas ou alcalinas. Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-). Outros ânions, como cloretos, nitratos e sulfatos, não contribuem para a alcalinidade. A distribuição entre as três formas de alcalinidade na água (bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos) é função do seu pH (Brasil, 2006):

- pH > 9,4 (hidróxidos e carbonatos);
- pH entre 8,3 e 9,4 (carbonatos e bicarbonatos); e
- pH entre 4,4 e 8,3 (apenas bicarbonatos).

De acordo com Ferreira (2003), a alcalinidade total indica a concentração de sais de carbonatos e bicarbonatos na água, tem função de tamponamento da água, ou seja, de manter o pH estável, além de participar da formação da carapaça de algumas espécies de organismos planctônicos. Verifica-se que, na maior parte dos ambientes aquáticos, a alcalinidade deve-se exclusivamente à presença de bicarbonatos. Valores elevados de

alcalinidade estão associados a processos de decomposição da matéria orgânica e à alta taxa respiratória de micro-organismos, com liberação e dissolução do gás carbônico (CO_2) na água. A maioria das águas naturais apresenta valores de alcalinidade na faixa de 30 - 500 mg L^{-1} de CaCO_3 (Brasil, 2006).

Farias (2006) monitorou a qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo, visando auxiliar na definição de medidas de controle da qualidade da água e da gestão ambiental da referida bacia. Foram coletadas amostras de água em seis pontos durante o período de março de 2005 a março de 2006. A alcalinidade foi uma das variáveis monitoradas, medida em termos de alcalinidade total, alcalinidade de carbonatos e de bicarbonatos. Com os valores de pH em torno de 6, a alcalinidade em bicarbonatos foi predominante em todos os pontos do rio, representando 100% da alcalinidade total. A pesquisadora observou que os valores máximos da alcalinidade total ocorreram nos pontos amostrais onde havia maior concentração de esgotos, sendo esta a causa provável deste fato.

2.7.3.6 Manganês e ferro total

Os elementos ferro e manganês, por apresentarem comportamento químico semelhante, podem ter seus efeitos na qualidade da água abordados conjuntamente. Muito embora esses elementos não apresentem inconvenientes à saúde nas concentrações normalmente encontradas nas águas naturais, eles podem provocar problemas de ordem estética (manchas em roupas ou em vasos sanitários) ou prejudicar determinados usos industriais da água. Dessa forma, o padrão de potabilidade das águas determina valores máximos de 0,3 mg L^{-1} para o ferro e 0,1 mg L^{-1} para o manganês. Altas concentrações desses elementos são encontradas em função das características geoquímicas das bacias de drenagem e também em situações de ausência de oxigênio dissolvido, como, por exemplo, em águas subterrâneas ou nas camadas mais profundas dos lagos. Em condições de anaerobiose, o ferro e o manganês apresentam-se em sua forma solúvel (Fe^{2+} e Mn^{2+}), voltando a precipitar-se quando em contato com o oxigênio (oxidação a Fe^{3+} e Mn^{4+}) (Brasil, 2006).

Segundo Prianti Junior (2008), a presença de ferro (e manganês), dependendo das concentrações, pode propiciar uma coloração amarelada e turva à água, acarretando ainda um sabor amargo e adstringente, podendo levar o consumidor a buscar fontes alternativas e não tão seguras para consumo, quando da presença desses metais.

Azevedo (2006) conduziu um estudo com o objetivo de verificar as variações nas características físico-químicas da água oriunda do manancial subterrâneo para abastecimento público, através de poço tubular construído na comunidade de várzea de Santo Antônio, no município de Urucará, estado do Amazonas. No período pesquisado (um ciclo das águas de superfície da região), as características físico-químicas e microbiológicas da água subterrânea local explorada do poço tubular demonstraram ser potáveis, exceto no período de cheia máxima onde a cor aparente e o ferro total apresentaram as maiores alterações. O ferro total foi a variável que mais aumentou (1,82 mg L⁻¹ e o manganês 0,07 mg L⁻¹). No entanto, o autor salienta que a depender da concentração do ferro total, este pode ser significativamente reduzido com uma simples aeração da água.

Fioravanti et al. (2004) alertam do risco do assoreamento para a qualidade da água de irrigação, principalmente nas presenças de ferro e sólidos suspensos, que podem ocasionar entupimentos em tubulações e emissores, comprometendo-os. Estes autores conduziram uma pesquisa com o objetivo de levantar os aspectos qualitativos dos recursos hídricos para a irrigação, ao longo da microbacia córrego Três Barras no município de Marinópolis – SP. Foram definidos quatro pontos de coleta de água, entre a nascente e a foz, com coletas mensais ao longo de dezembro de 2002 a dezembro de 2003. A quantidade de ferro, se mostrou em níveis acima dos permitidos para a irrigação (valores entre 0,2 mg L⁻¹ e 3,0 mg L⁻¹), exceto no ponto próximo a nascente do ribeirão (valores entre 0,2 mg L⁻¹ e 0,4 mg L⁻¹). Os autores salientam que o ferro solúvel na água consegue atravessar o sistema de filtragem e oxida-se nas paredes internas das tubulações e nos orifícios dos emissores. Com isso, principalmente no caso da irrigação localizada, há a necessidade de instalação de um rigoroso sistema de filtragem.

2.7.3.7 Dureza total

A dureza total é a concentração de todos os cátions divalentes na água, sendo o cálcio (Ca²⁺) e o magnésio (Mg²⁺) os cátions mais comuns em quase todos os sistemas de água doce (Golombieski et al., 2005). Segundo Ferreira (2003), a dureza total é expressa em equivalentes de CaCO₃.

A dureza pode ser classificada como “dureza carbonato” ou “dureza não carbonato”, dependendo do ânion com o qual ela está associada. A primeira corresponde à

alcalinidade estando, portanto, em condições de indicar a capacidade de tamponamento de uma amostra de água. A dureza não carbonato refere-se à associação com os demais ânions, à exceção do cálcio e do magnésio. A origem da dureza das águas pode ser natural (por exemplo, dissolução de rochas calcáreas, ricas em cálcio e magnésio) ou antropogênica (lançamento de efluentes industriais). Segundo Cruz et al. (2008), a dureza da água é expressa em mg L^{-1} de equivalente em carbonato de cálcio (CaCO_3) e pode ser classificada em (Brasil, 2006):

- a) mole ou branda: $< 50 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 ;
- b) dureza moderada: entre 50 mg L^{-1} e 150 mg L^{-1} de CaCO_3 ;
- c) dura: entre 150 mg L^{-1} e 300 mg L^{-1} de CaCO_3 ; e
- d) muito dura: $> 300 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 .

Segundo Lager et al., citados por Roloff (2006), a dureza da água é caracterizada pela presença de sais alcalinos terrosos, como o cálcio e magnésio, que conferem sabor desagradável e efeito laxativo, além de reduzir a formação de espuma do sabão, aumentando o seu consumo. Segundo Brasil (2006), existe evidências de que a ingestão de águas duras contribui para uma menor incidência de doenças cardiovasculares. Em corpos d'água de reduzida dureza, a biota é mais sensível à presença de substâncias tóxicas, já que a toxicidade é inversamente proporcional ao grau de dureza da água. Para águas de abastecimento, o padrão de potabilidade estabelece o limite de 500 mg L^{-1} CaCO_3 . Valores dessa magnitude usualmente não são encontrados em águas superficiais no Brasil, podendo ocorrer, em menor monta, em aquíferos subterrâneos.

Ao monitorar a qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo, Farias (2006) encontrou resultados com relação à dureza total com valores em torno de 30 mg L^{-1} . A autora salienta que para este valor a água é considerada mole não apresentando restrição de uso. A resolução do 357/05 do Conama não faz referência a este parâmetro.

Lima et al. (2007a) conduziram uma pesquisa que teve por objetivo avaliar a qualidade da água para irrigação ao longo do leito do Córrego do Boi no município de Aparecida d'Oeste - SP. Foram georreferenciados quatro pontos de amostragem no manancial, onde mensalmente foram analisadas as variáveis químicas da água, ao longo de cinco meses. As variáveis analisadas foram, ferro total, cálcio, magnésio, dureza total, condutividade elétrica e pH. De acordo com os resultados obtidos (Tabela 2), segundo estes autores, pode-se inferir que com a utilização de sistemas de irrigação sem sistemas de

filtragem, principalmente nos sistemas localizados, pode ocorrer grande risco de obstrução de tubulações e emissores.

Para estes autores, o lançamento de efluente de esgoto a montante do ponto 3 pode ter contribuído significativamente para a redução da qualidade de água para a irrigação, com relação aos parâmetros de condutividade elétrica, ferro total e dureza total (cálcio e magnésio), devendo os irrigantes que captam água a jusante deste ponto ter especial atenção com relação à qualidade de água para a irrigação.

Tabela 2. Variáveis químicas de qualidade de água para a irrigação ao longo da microbacia do Córrego do Boi (Lima et al., 2007a)

Variáveis ¹	Ponto			
	1	2	3	4
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	122-201	122-234	139-336	106-223
Fe (mg L^{-1})	1,0-3,0	0,3-0,8	0,6-2,0	0,3-1,2
Ca (mg L^{-1})	46-70	50-88	42-96	40-86
Mg (mg L^{-1})	32-64	38-50	44-60	32-46
Dureza (mg L^{-1})	78-130	88-136	98-146	72-124
pH	6,9-7,2	7,2-7,4	6,6-7,0	7,0-7,4

1. CE (condutividade elétrica); Fe (ferro total); Ca (cálcio); Mg (magnésio); Dureza total e pH.

Fonte: Lima et al. (2007a).

Nakayama & Bucks, citados por Lima et al. (2007a), alertam que valores de pH acima de 7,0 podem favorecer a precipitação de carbonatos de cálcio e magnésio em águas com muita dureza.

Savoy et al. (2004) analisaram, quanto a dureza total, águas de abastecimento de 17 regiões agrícolas do estado de São Paulo e efetuaram testes físico-químicos em dois tipos de formulações de agrotóxicos relacionando parâmetros encontrados nas águas com sua influência na característica físico-química nas caldas de agrotóxicos. Foram separadas as águas das regiões agrícolas de Presidente Prudente (178 ppm CaCO_3) e Ribeirão Preto (15 ppm CaCO_3) para a execução de testes físico-químicos nas formulações de agrotóxicos concentrado emulsionável e pó molhável. Os testes de espuma, estabilidade de emulsão e suspensibilidade foram efetuados com estas águas e demonstraram que com o aumento da dureza ocorreu menor formação de espuma em ambas as formulações; a emulsão preparada a partir do concentrado emulsionável foi duas vezes mais estável na água que apresentou maior dureza e a suspensão do produto formulado como pó molhável apresentou resultados próximos tanto em relação à água com maior dureza quanto em relação à de dureza mais

baixa. O conhecimento das características físicas e químicas da água utilizada para a preparação de caldas de agrotóxicos pode ser um dos fatores determinantes da boa eficiência agrônômica do produto e, como mostrou os exemplos citados, sempre deve ser levado em consideração por agricultores e técnicos.

2.7.3.8 Série nitrogenada

No meio aquático, o elemento químico nitrogênio pode ser encontrado sob diversas formas (Von Sperling, 2005; Brasil, 2006):

- a) *nitrogênio molecular* (N_2): nessa forma, o nitrogênio está, continuamente, sujeito a perdas para a atmosfera. Algumas espécies de algas conseguem fixar o nitrogênio atmosférico, o que permite seu crescimento mesmo quando as outras formas de nitrogênio não estão disponíveis na massa líquida;
- b) *nitrogênio orgânico*: constituído por nitrogênio na forma dissolvida (compostos nitrogenados orgânicos) ou particulada (biomassa de organismos);
- c) *íon amônio* (NH_4^+): forma reduzida do nitrogênio, sendo encontrada em condições de anaerobiose; serve ainda como indicador do lançamento de esgotos de elevada carga orgânica;
- d) *íon nitrito* (NO_2^-): forma intermediária do processo de oxidação, apresentando uma forte instabilidade no meio aquoso; e
- e) *íon nitrato* (NO_3^-): forma oxidada de nitrogênio, encontrada em condições de aerobiose.

A presença de compostos de nitrogênio nos seus diferentes estados de oxidação (nitrogênio amoniacal e albuminóide, nitrito e nitrato) é indicativo de contaminação do aquífero e de possíveis condições higiênico-sanitárias insatisfatórias. O nitrito e o nitrato estão associados a dois efeitos adversos à saúde: a indução à metemoglobinemia e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (Alaburda & Nishihara, 1998).

Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Estes compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos. São tidos como macronutrientes pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros

nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilita o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, o que é chamado de eutrofização (Brasil, 2005b).

O íon nitrato (NO_3^-) é bioquimicamente reduzido a nitrito (NO_2^-) por processos de denitrificação em condições anaeróbicas. O íon nitrito é rapidamente oxidado para a forma de nitrato. Os nitratos, normalmente encontrados na água, são oriundos de fontes naturais, entre elas as rochas ígneas, a drenagem da terra e a decomposição de plantas e tecidos animais. Os nitratos provenientes do solo chegam mais rapidamente aos corpos d'água do que o fósforo ou outros nutrientes. Concentrações acima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ de NO_3^- desencadeiam o processo de proliferação de plantas. A quantidade natural de nitrato e amônia em águas superficiais é baixa ($< 1 \text{ mg L}^{-1}$). Concentrações acima de 5 mg L^{-1} NO_3^- normalmente indicam poluição por fertilizantes usados na agricultura, ou dejetos humanos e animais (Hermes & Silva, 2004).

O nitrato, em virtude de sua grande capacidade de lixiviação, é comumente encontrado em águas subterrâneas. Em áreas de uso intenso de fertilizantes químicos ou dejetos animais, a concentração de nitrato é bem significativa, podendo, em alguns casos, atingir níveis próximos a 500 mg L^{-1} de NO_3^- . Efluentes industriais são importantes fontes pontuais de poluição por nitrato. A análise de nitrato nos corpos d'água fornece informações importantes sobre o nível de contaminação das águas, e deve ser incluída em todos os programas básicos de monitoramento (Hermes & Silva, 2004).

2.7.3.9 Fósforo

O fósforo é um elemento muito importante no metabolismo biológico em comparação com outros macronutrientes requeridos pela biota. Em geral, é o primeiro elemento limitante da produtividade biológica por ser o menos abundante. Por outro lado, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial de ecossistemas aquáticos (Rocha & Martin, 2005). Elevadas concentrações de nitrogênio associadas às de fósforo podem vir a causar desenvolvimento exagerado do fito e zooplâncton, levando ao processo de eutrofização (Coradi et al., 2009).

O fósforo é, em razão da sua baixa disponibilidade em regiões de clima tropical, o nutriente mais importante para o crescimento de plantas aquáticas. Quando esse crescimento ocorre em excesso, prejudicando os usos da água, caracteriza-se o fenômeno

conhecido como eutrofização. No ambiente aquático, o fósforo pode ser encontrado sob várias formas (Brasil, 2006):

- a) orgânico: solúvel (matéria orgânica dissolvida) ou particulado (biomassa de micro-organismos);
- b) inorgânico: solúvel (sais de fósforo) ou particulado (compostos minerais, como apatita).

O fósforo (P) é raramente encontrado em sua forma elementar, mas existe como parte da molécula de fosfato (PO_4^{3-}) oriundo de rochas ígneas, sedimentares e metamórficas. É um nutriente limitante, que controla o crescimento de algas, que indica que, se todo o fósforo for utilizado, o crescimento das plantas cessará independentemente da quantidade de nitrogênio presente. Em águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição, a quantidade de fósforo varia de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,020 \text{ mg L}^{-1}$. Em corpos d'água confinados e com altos teores de sais, o teor de fósforo pode chegar a 200 mg L^{-1} . Águas subterrâneas apresentam valores médios de $0,020 \text{ mg L}^{-1}$. Geralmente, concentrações na faixa de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de fosfato são suficientes para a manutenção do fitoplâncton, e concentrações na faixa de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (ou maiores) são suficientes para disparar o seu crescimento de maneira desenfreada (Hermes & Silva, 2004).

O fósforo aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes (Brasil, 2005b):

- a) fosfatos orgânicos: forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo;
- b) ortofosfatos: são representados pelos radicais que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas;
- c) polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise convertendo-se rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais.

Segundo Basso et al. (2005), o dejetos líquido de suínos tem sido usado em áreas de lavoura e pastagem como fonte de nutrientes, sendo importante na ciclagem dos mesmos dentro das próprias unidades de produção. O nitrogênio (N) e o fósforo (P) são

dois importantes constituintes do dejetos sob o ponto de vista nutricional de plantas, mas que preocupam com relação ao risco de contaminação das águas.

Lima et al. (2007b), ao avaliarem a qualidade da água dos reservatórios da bacia Apodi-Mossoró com capacidade de acumulação de água acima de cinco milhões de m³, encontraram um cenário preocupante: as concentrações médias de fósforo estiveram acima de 0,05 mg L⁻¹ em 67% dos reservatórios. Tendo em vista a Resolução Conama n° 357/2005, a concentração máxima de fósforo para abastecimento público é 0,03 mg L⁻¹. Levando-se em conta esse padrão, 78% dos reservatórios estudados estariam comprometidos para esse fim.

De acordo com Copetti et al. (2007), o uso e ocupação do solo fora da capacidade de aptidão de uso agrícola aumentam os processos erosivos e a transferência de sedimentos e fósforo às águas superficiais. Estes autores pesquisaram as concentrações de sedimento e de fósforo na água em função da pressão antrópica com amostras de água coletadas em três eventos pluviais, ocorridos durante o segundo semestre de 2004, em duas sub-bacias da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Foram analisadas a concentração de sedimento e os teores de fósforo total, fósforo solúvel e fósforo particulado biodisponível. Eles concluíram que as concentrações de sedimento e de fósforo aumentam à medida que aumenta a porcentagem da área cultivada e de estradas, evidenciando a importância do planejamento do uso do solo na qualidade da água em microbacias hidrográficas.

2.7.4 Parâmetros biológicos de qualidade de água

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. Para Rocha et al. (2006), o uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme “total”, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de micro-organismos patogênicos responsáveis pela transmissão de doenças de

veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (Brasil, 2005b).

A Resolução Conama nº 357/05 define o limite, em água doce, para coliformes termotolerantes em função de seu uso. Para o uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução Conama nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Diz ainda que a bactéria *E. Coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

O significado da presença de *E. coli* em um ambiente indica que há contaminação por micróbios de origem fecal e, portanto está em condições higiênicas insatisfatória (Silva & Bringel, 2007).

Segundo a OMS, citado por Bastos et al. (2000), reconhecidamente, o grupo dos coliformes fecais totais inclui espécies de origem não-exclusivamente fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, na água e em plantas. Índices de coliformes totais são recomendados como indicadores da eficiência do tratamento e a integridade do sistema de distribuição, não indicando a ausência ou presença de patógenos. Contagem elevada é indicativo de poluição por águas de enxurrada (bactérias do solo), por matéria orgânica ou por excreta. O número de coliformes é expresso pelo “numero mais provável” (NMP) representa a quantidade mais provável de coliformes existente em 100 mL da água da amostra.

Em seu trabalho de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo, Farias (2006) coletou água em seis pontos durante o período de março de 2005 a março de 2006. Segundo a autora, a determinação de coliformes fecais (termotolerantes) se ajusta melhor a esta realidade, visto que, sua presença indica provável contaminação fecal, seja por material fecal de animais homeotérmicos ou por esgotos.

Franco et al. (2007) avaliaram a qualidade de água para irrigação utilizando as variáveis oxigênio dissolvido e o uso de coliformes fecais e totais como indicadores biológicos no manejo de áreas irrigadas. Neste trabalho foi encontrada a concentração máxima de coliformes fecais de $2,2 \times 10^4$ NMP (100 mL)⁻¹ e que se mostrou inaceitável em 91,67% das amostras coletadas de água. A concentração de oxigênio dissolvido no ponto crítico ficou com média 4,4 mg L⁻¹ de O₂ e 75% das amostras abaixo do permitido.

Estes autores concluíram que existe um grande risco de contaminação de alimentos *in natura* e do homem quando utiliza água superficial nas proximidades deste ponto crítico para irrigação e neste sentido deve-se utilizar um sistema de irrigação que minimize o contato direto da água com esses alimentos e o homem.

2.7.5 Parâmetros agro-toxicológicos

Os agrotóxicos, além de cumprirem o papel de proteger as culturas agrícolas das pragas, doenças e plantas daninhas, podem oferecer riscos à saúde humana e ao ambiente. O uso frequente, e muitas vezes incorreto, de agrotóxicos pode causar a contaminação dos solos, da atmosfera, das águas superficiais e subterrâneas, dos alimentos, apresentando, conseqüentemente, efeitos negativos em organismos terrestres e aquáticos e intoxicação humana pelo consumo de água e alimentos contaminados, assim como o risco de intoxicação ocupacional de trabalhadores e produtores rurais (Spadotto, 2006).

Considera-se que a água está poluída quando ela deixa de ser adequada ao consumo humano, quando os animais aquáticos não podem viver nela, quando as impurezas nela contidas a tornam desagradável ou nocivo o seu uso como recreativo ou quando não pode ser mais utilizada em nenhuma atividade industrial, pois seus usos implicariam em sérios danos (Rosa et al., 2008). Segundo estes autores, ao serem carregados pela água da chuva ou pela erosão do solo, os fertilizantes químicos usados na agricultura provocam a proliferação dos micro-organismos e a conseqüente redução da taxa de oxigênio nos rios, lagos e oceanos. Os pesticidas empregados na agricultura são produtos sintéticos, que se incorporam à cadeia alimentar, inclusive na cadeia alimentar humana.

De uma forma geral, o termo agrotóxico significa qualquer substância ou mistura de substâncias usadas para prevenir, destruir, repelir ou mitigar qualquer peste, ou destinada ao uso como regulador de crescimento de planta, desfoliantes ou desseccantes. São compostos orgânicos sintéticos, de uso geral na agricultura, com baixo peso molecular e geralmente com baixa solubilidade em água. São chamados de xenobióticos. São sintetizados pelo homem e não têm semelhança com os compostos químicos naturais. O termo "agrotóxico" é usado no seu mais amplo sentido. Qualquer composto orgânico sintético que seja manufaturado para uso na agricultura com vista a prevenir ou a reduzir efeitos adversos de pragas - insetos, micro-organismos deletérios ou plantas indesejáveis -

está qualificado nessa definição. O termo engloba todos os inseticidas, fungicidas, herbicidas, fumigantes e outros compostos orgânicos usados para a prevenção de pragas (Hermes & Silva, 2004).

Os agrotóxicos originam-se nas águas a partir: i) da lixiviação de solos ou do escoamento superficial em áreas agrícolas; ii) da sua aplicação intencional nas águas para combate à plantas aquáticas ou larvas; iii) da contaminação acidental por vazamentos ou acidentes de transporte; iv) através da ação dos ventos no momento de sua aplicação, quando são propagados podendo atingir os corpos d'água; e v) pela lavagem de utensílios e recipientes utilizados em sua aplicação (CPRM, 2008).

Segundo a ANA (Brasil, 2007), em relação aos agrotóxicos, o Brasil está entre os maiores consumidores do mundo. Entre os mais utilizados estão os herbicidas (58% do total), associados ao modelo de semeadura direta (sem revolver a terra), que favorece o crescimento de plantas daninhas. Depois aparecem os inseticidas (13% do consumo) e fungicidas (11% do consumo). A Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e o seu padrão de potabilidade, que inclui as concentrações máximas de alguns pesticidas organoclorados em água para abastecimento humano. A Resolução Conama nº 357/05, acrescentou alguns pesticidas a categorias de águas de Classe 1, como a atrazina, simazina e alacloro.

Incidentes relatados de contaminação do ambiente ou efeitos ambientais adversos pelo uso de agrotóxicos podem frequentemente ser mapeados, e pode-se, assim, constatar uma aplicação imprópria ou práticas agrícolas inapropriadas. Muitos problemas de contaminação por agrotóxicos estão ligados tanto à falta de conhecimento sobre o uso como à não observação do meio em que ele é aplicado. Pelo senso comum, pode-se prever que aplicações imprudentes de agrotóxicos altamente solúveis em água, em culturas irrigadas em solos arenosos, resultarão na presença desses agrotóxicos nos aquíferos mais rasos que estão a jusante desses campos irrigados (Hermes & Silva, 2004).

2.7.6 Índices de qualidade da água

De acordo com a Resolução Conama nº 357/05, as águas são classificadas, segundo seus usos preponderantes, em nove classes, as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. A água é definida como doce quando sua salinidade for igual ou

inferior a 0,05 %. As águas doces são classificadas em quatro grupos, de acordo com sua qualidade requerida para os usos preponderantes:

i. Classe Especial - águas destinadas:

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

ii. 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 o solo e que são ingeridas cruas sem remoção de película;
- e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

iii. 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;

iv. 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.

v. Classe 4 - águas destinadas:

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

O uso de indicadores de qualidade de água (IQA) consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origem antrópicas ou naturais (Toledo & Nicolella, 2002). Um índice de qualidade da água é definido como uma simples expressão de combinações mais ou menos complexas de um número de parâmetros, a qual serve como medida da qualidade da água. O índice é

apresentado como um número, uma classe, uma descrição verbal, um único símbolo ou uma cor. O uso do índice de qualidade da água tem a habilidade de reduzir e simplificar uma grande quantidade de informações (Souza, 2008).

Para Ott, citado pela CPRH (Pernambuco, 2010), índices de qualidade de água podem ser utilizados para diversas finalidades, tais como:

- a) distribuição de recursos: repartição de verbas e determinação de prioridades;
- b) ordenação de áreas geográficas: comparação de condições ambientais em diferentes áreas geográficas;
- c) imposição de normas: determinação do cumprimento ou não da legislação ambiental;
- d) análise de tendências: avaliação de mudanças na qualidade ambiental, em determinado período de tempo e acompanhamento da qualidade dos recursos hídricos superficiais;
- e) informação ao público: informe à população sobre as condições de qualidade ambiental em determinado ecossistema;
- f) pesquisa científica: redução de uma grande quantidade de dados, atuando como ferramenta para o estudo dos fenômenos ambientais;
- g) Identificar problemas de qualidade de água que demandem estudos especiais em trechos de rios;
- h) Servir de instrumentos para a gestão dos recursos hídricos.

Em geral, um índice de qualidade de água (IQA) é um número adimensional que exprime a qualidade da água para os diversos fins. Esse número é obtido da agregação de dados físicos, químicos, bacteriológicos, por meio de metodologias específicas. Como existe uma variedade de usos para a água, surgiram, então, vários índices, tais como (Derísio, citado por Pernambuco, 2010): índice de qualidade de água em geral; índice de qualidade de água para usos específicos; índice de qualidade de água para planejamento ambiental, entre outros. Marques et al. (2007b), realizaram levantamento bibliográfico sobre “índices de qualidade de água (IQA)” desenvolvidos e aplicados no âmbito Nacional e Internacional e observaram que a maioria dos índices são aplicados para avaliação dos corpos d’água.

2.7.6.1 IQA-CETESB

No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb) de São Paulo utiliza, desde 1975, uma versão do IQA (Zuffo & Genovez, 2006) adaptada da versão original do *National Sanitation Foundation (NSF)*. Nesta adequação feita pela Cetesb, o parâmetro nitrato foi substituído por nitrogênio total, e o parâmetro fosfato total foi substituído por fósforo total, mantendo-se os mesmos pesos ($w = 0,10$) e curvas de qualidade estabelecidos pela *NSF*. Nos quase 30 anos que se seguiram, outros estados brasileiros adotaram este índice como principal indicador da condição de seus corpos d'água (Brasil, 2005b; Cetesb, 2010).

Os parâmetros de qualidade que fazem parte do cálculo do IQA-Cetesb refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (Cetesb, 2010). O IQA-Cetesb é composto por nove parâmetros, com seus respectivos pesos (w), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros do IQA-Cetesb e respectivos pesos.

Parâmetros	Pesos
Oxigênio Dissolvido	$w = 0,17$
Coliformes Fecais	$w = 0,15$
Potencial Hidrogeniônico (pH)	$w = 0,12$
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	$w = 0,10$
Temperatura	$w = 0,10$
Nitrogênio Total	$w = 0,10$
Fósforo Total	$w = 0,10$
Turbidez	$w = 0,08$
Resíduo Total	$w = 0,08$

Fonte: Brasil (2005b).

Além de seu peso (w) cada parâmetro possui um valor de qualidade (q) obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida. O cálculo IQA-Cetesb é feito através do produtório ponderado dos nove parâmetros, segundo a Equação 1:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

em que:

- a) IQA = Índice de Qualidade das Águas utilizado pela Cetesb, um número entre 0 e 100;
- b) q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);
- c) w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, conforme Equação 2:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (2)$$

- d) sendo n o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Os valores de IQA são classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas nos estados brasileiros.

Valor do IQA (AP, MG, MT, PR, RS)	Valor do IQA (BA, GO, ES, MS, SP)	Qualidade da água	Cor
91-100	80 - 100	Ótima	 (azul)
71-90	52 - 79	Boa	 (verde)
51-70	37 - 51	Aceitável	 (amarelo)
26-50	20 - 36	Ruim	 (vermelho)
0-25	0 - 19	Péssima	 (preto)

Fonte: Brasil (2005b).

Molina et al. (2006) diagnosticaram a qualidade da água por meio do IQA Cetesb, bem como verificaram a influência da precipitação sobre este, determinado em diferentes pontos da microbacia do Córrego Água da Bomba no município de Regente Feijó, SP. As amostras foram coletadas em cinco pontos na microbacia, compreendidas no período de setembro de 2004 a junho de 2005, sendo realizadas dez amostragens. As variáveis físicas, químicas e biológicas analisadas foram: sólidos totais, temperatura, turbidez, potencial hidrogeniônico, nitrogênio total, fósforo total, oxigênio dissolvido,

demanda bioquímica de oxigênio e *E coli*. Após a determinação das variáveis, realizou-se a determinação do IQA-Cetesb.

Os autores apresentaram os resultados da análise estatística descritiva bem como a distribuição dos resultados do IQA-Cetesb entre as classes de ótima, boa, aceitável e ruim, sendo que o resultado dos parâmetros de qualidade de água nos pontos avaliados proporcionaram reflexos diretos nos valores do IQA-Cetesb, com os pontos 1 e 3, de pior qualidade de água (Tabela 5). O ponto 1 sofre influência de drenagem urbana e a montante do ponto 3 é lançado o efluente do esgoto municipal, explicando assim estes resultados. O aumento dos valores do IQA-Cetesb nos pontos 1 e 3 durante o período chuvoso, pode ser atribuído, provavelmente, ao efeito diluição que ocorreu em função do aumento da vazão do córrego e a consequente redução da concentração de contaminantes, dentre os quais, os coliformes fecais. Sendo este parâmetro o segundo de maior peso na determinação do IQA-Cetesb.

Tabela 5. Análise descritiva e a classificação dos valores do IQA-Cetesb nos pontos do Córrego Água da Bomba e afluentes.

Pontos de Amostragem	IQA-Cetesb			Desvio padrão	Qualidade em percentual de amostragens			
	Mínimo	Máximo	Média		O	B	A	R
Ponto 1	23,4	66,2	48,1	13,8	0	50	20	30
Ponto 2	71,5	84,3	78,0	5,2	60	40	0	0
Ponto 3	28,9	52,8	44,8	7,3	0	20	70	10
Ponto 4	42,0	77,7	62,2	14,4	0	80	20	0
Ponto 5	38,1	59,8	52,6	6,2	0	80	20	0

Obs.: O = ótima, B = boa, A = aceitável, R= ruim.

Fonte: Molina et al. (2006).

Lima et al. (2007b) avaliaram a qualidade da água dos reservatórios da bacia Apodi-Mossoró com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de m³, por meio do IQA-Cetesb, conforme a resolução Conama nº 357/05 e da análise individual dos seus nove parâmetros constituintes: pH, turbidez, concentração de fósforo e nitrogênio, sólidos totais, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes e temperatura.

De acordo com estes pesquisadores, os resultados do IQA-Cetesb mostraram que a qualidade da água de 78% dos reservatórios analisados poderia ser classificada como de boa qualidade enquanto que os demais poderia ser classificada como ótima. Porém,

análises detalhadas das variáveis individuais do IQA-Cetesb revelaram que a concentração máxima de fósforo total estava acima do tolerado comprometendo a qualidade da água e sua utilização para o abastecimento público e atividades de piscicultura. Como conclusão, salientaram que o IQA-Cetesb não é um bom indicador da qualidade d'água dos reservatórios estudados, pois mascara as elevadas concentrações de nutrientes presentes e, conseqüentemente, o problema da eutrofização desses mananciais.

Toledo & Nicolella (2002) estabeleceram um índice de qualidade de água resultante da composição das diversas variáveis, de acordo com a importância individual delas, de maneira a expressar de uma forma objetiva e integrada, as alterações da qualidade da água em microbacias sob diferentes usos. Foi feito monitoramento da qualidade da água em uma microbacia de uso agrícola e urbano com 9.600 ha, no período de jun/95 a jun/96. Os pesquisadores calcularam um índice de qualidade de água (IQA) através do uso da técnica de análise fatorial e do método de Bartlett. Os resultados obtidos indicaram uma diferença entre os valores de IQA para as três estações a montante da cidade de Guaira e as duas estações a jusante, com valores médios de -1,757 e 2,35, respectivamente.

De acordo com análise fatorial realizada pelos autores, oxigênio dissolvido, fósforo total, amônia e condutividade elétrica foram as variáveis que mais contribuíram na determinação do IQA. Os três primeiros fatores explicaram 71% da variância dos dados. O primeiro fator explicou 47% da variância dos dados e foi utilizado na construção do IQA. A influência climática foi pouco significativa no IQA, apresentando uma pequena deterioração na qualidade da água durante o período chuvoso. Por fim, os autores sugerem discussão ampla da aplicação da técnica de análise fatorial como forma de avaliar as alterações na qualidade da água e na seleção de melhores indicadores de impacto ambiental em microbacias.

2.7.6.2 IQA-CCME

De acordo com Ferreira (2009), o cálculo do índice desenvolvido pelo Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME*) baseia-se no número de testes realizados, no número de variáveis fora do intervalo ótimo pré-estabelecido (F1), na frequência com que estes intervalos não foram estabelecidos (F2) e na respectiva amplitude destes desvios (F3). A partir da

pontuação obtida, cada ponto amostral poderá ser amostrado em diferentes classes de qualidade de água.

Marques et al. (2007b) compararam os cálculos obtidos com o IQA-CCME com os cálculos obtidos pelo IQA-CETESB (utilizando as nove variáveis que o compõem) com os valores de referência determinado pela resolução Conama nº357/05 para águas doces de Classe 1 e 2. Os autores aplicaram “scores” (Tabela 6) para se fazer a comparação entre os índices, uma vez que os cálculos e as classificações dos índices são diferentes e são variáveis qualitativas.

Tabela 6. Comparação entre os índices de qualidade da Cetesb e do CCME com respectivos “scores” utilizados por Marques et al. (2007b).

IQA-CCME	IQA-CETESB	Scores
Excelente: 95-100	Ótima: 80-100	1
Bom: 80-94	Boa: 52-79	2
Regular: valor 65-79	Regular: 37-51	3
Ruim: valor 45-64	Ruim: 20-36	4
Péssimo: valor 0-44	Péssima: 0-19	5

Os autores concluíram que o IQA-CCME apresentou coerência nos valores calculados quando comparado com índices de qualidade de água, nacionais, já “consagrados” como o IQA-CETESB e o IGQA-Sabesp (Índice geral de qualidade de água distribuída). Ressaltaram que sistema de cálculo pode ser aplicado tanto para água de mananciais como água tratada, pois o índice de qualidade do CCME é um índice versátil que permite a mudança das variáveis, de acordo com o tipo de água avaliado (não engessado como os demais, onde o número de variáveis pré-estabelecido deve ser rigorosamente observado). Pode-se ainda ser associado um sistema de cor à classificação do índice, como o adotado pela Cetesb, para facilitar a associação do consumidor à qualidade da água.

2.7.6.3 Índice de qualidade de água em veredas, relato de casos

Ramos et al. (2006) conduziram trabalho com o objetivo de caracterizar, entre outros, alguns atributos relacionados à qualidade da água dos ambientes de vereda das Chapadas e do Arenito Bauru, no Triângulo Mineiro.

Os atributos da água das veredas analisados foram: odor, condutividade, turbidez, sólidos totais, além dos teores de: ferro, cálcio, magnésio, zinco e manganês. Foram realizadas análises de acordo com o APHA⁵. Os resultados obtidos foram avaliados segundo os padrões da Resolução Conama nº 20/86. De acordo com estes padrões, a água foi enquadrada na classe 4, podendo ser destinada, portanto, a usos menos exigentes, tal como a harmonia paisagística.

O atributo que mais interferiu na qualidade foi a cor, atingindo valores de coloração bastante altos, destacando-se as veredas da Chapada. De acordo com os autores, a origem destes altos valores de cor está associada principalmente com os altos teores de matéria orgânica na água, constatados pelos valores de oxigênio consumido (indicador indireto do teor de matéria orgânica na água), provenientes dos solos de natureza hidromórfica. Os teores de ferro também influenciaram na cor da água, porém, o ferro não se apresentou como fator predominante para a determinação da cor, já que os valores mais altos de cor foram obtidos na água das veredas da Chapada, onde o teor de ferro na solução foi menor.

Como conclusão final, os autores concluíram que a água das veredas foi enquadrada na classe 4, principalmente devido aos altos teores de matéria orgânica dos solos, tendo como principais usos, a lavagem de maquinários, aplicação de pesticidas e irrigação, representando grande risco de contaminação ambiental, ao passo que a água das veredas do Bauru tem como principal uso a dessedentação do gado.

Oliveira & Ferreira (2007) conduziram uma análise ambiental das veredas na área conhecida como Chapadão de Catalão, localizada no interior do Sudeste Goiano, mais precisamente no município de Catalão, onde o processo de destruição das veredas é cada vez mais preocupante. Para comparação da qualidade da água foram utilizados resultados existentes onde foi observada a contaminação química da água sob as condições em que se encontravam no ambiente, em pontos distintos (cinco veredas), no período úmido e também no período seco, no ano de 2002. Não foi detectada nenhuma presença de pesticidas e organofosforados para o período chuvoso. Fato este que, em contrapartida,

⁵ AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 17. ed. Washington, 1989.

apresenta-se diferente no período seco, onde se detectou níveis consideráveis desses resíduos.

Os autores argumentaram que essa situação deve-se aos períodos distintos úmidos e secos. Durante períodos de chuvas o nível hídrico se eleva, havendo uma maior dissolução dos pesticidas e organofosforados. No entanto, nos períodos secos, quando os volumes de água diminuem, a contaminação aparece em decorrência, do uso de pesticidas, fungicidas, herbicidas, em um período de maior atividade das práticas agrícolas, auxiliadas pela irrigação com pivôs centrais. Assim, mesmo que os índices detectados estejam dentro dos limites estabelecidos para água bruta, o fato alerta para a necessidade de maiores atenções antes que a situação se agrave, visto que a presença de pesticidas e organofosforados foram detectadas. Os autores contrastaram estes resultados com novos dados obtidos por meio de exames laboratoriais disponibilizados pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Catalão (GO), confirmando a contaminação das nascentes. Foi verificado um índice elevado de carbamatos e organofosforados totais em água, o que classifica a água, nos três pontos de coleta, como contaminada, diante do valor máximo permitido de 20%. Ressaltam ainda que as amostras de água foram coletadas num período úmido, do dia 14/02/2007, ou seja, havia chovido no dia e mesmo assim, os resultados confirmaram a contaminação dos mananciais. O caso aponta para o uso indiscriminado de agrotóxicos na agricultura desenvolvida na região.

Acreditam os autores que as chuvas, através das enxurradas carregam para os cursos d'água resíduos químicos provenientes de pulverizações que são realizadas nas lavouras adjacentes aos mesmos, contaminando as águas superficiais e, num segundo momento, os aquíferos da região. No caso da coleta do dia 14/02/2007, a contaminação proporcionou a mortandade de peixes nos cursos afetados. Outro aspecto importante é a contaminação pela água de chuva e ou irrigação que, ao infiltrar no solo, lixívia os insumos químicos, contribuindo para a contaminação do próprio solo e dos aquíferos da região.

Entre outras conclusões, os autores afirmam que embora já houvesse indícios de contaminação das nascentes da região, novos dados constatarem que a situação se agrava e toda dinâmica do ambiente é prejudicada pelas ações antrópicas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DAS VEREDAS SELECIONADAS NO ESTUDO

Para o estudo dos efeitos da antropização do subsistema veredas no bioma Cerrado e suas consequências na quantidade e qualidade da água destas, foram selecionadas seis veredas. Estas foram divididas em dois ternos, denominados “terno 1” (T1) e “terno 2” (T2). Cada terno consta de duas veredas antropizadas e uma conservada, localizadas em posições próximas uma das outras, de modo a possuírem características geológicas similares e pertencentes a uma mesma microbacia.

As veredas antropizadas foram selecionadas em virtude da atividade desenvolvida no seu entorno. Desta forma, cada terno contém uma vereda inserida em região de lavoura (VL) e outra inserida em região de pastagens (VP). Foram consideradas veredas conservadas (VC) aquelas que possuíam os seus entornos preservados conforme prescrito na legislação ambiental, ou seja, de no mínimo 50 metros. Para seleção destes ambientes foram realizadas visitas *in loco* para reconhecimento e enquadramento nas especificidades requeridas.

As veredas do T1 estão situadas no município de Bela Vista de Goiás-GO e distam aproximadamente 18,5 km da sede do município. As veredas VP e VC do T2 encontram-se no município de Silvânia-GO, a cerca de 23 km da sede do município. A vereda VL, também pertencente ao T2, encontra-se cerca de 20 km da sede do município de São Miguel do Passa Quatro. Estes municípios distam aproximadamente 50 km, 70 km e 75 km da capital do Estado, respectivamente. As Figuras 4 e 5 mostram a disposição das veredas. Estas foram georreferenciadas por meio de um *GPS* de navegação, configurado com *datum SAD 69*. As coordenadas *UTM* (fuso 22 K) para as veredas encontram-se na Tabela 7.

O clima na região de realização da pesquisa é tropical chuvoso (tipo Aw, na classificação de Köppen), com precipitação média anual da ordem de 1500 mm. Observa-se marcante estacionalidade no regime de precipitações, com estações chuvosa (primavera e

verão) e seca (outono e inverno) bem definidas (CPRM, citado por Sousa, 2009), sendo as chuvas concentradas principalmente entre outubro e abril (INMET, citado por Souza, 2009).

Tabela 7. Coordenadas *UTM* para as veredas selecionadas no estudo (fuso 22 K).

Vereda	X	Y	Altitude (m)
T1VL	734102	8116366	945,1
T1VP	735516	8118139	945,8
T1VC	735766	8117270	910,2
T2VL	742485	8132981	1007,3
T2VP	740979	8140331	964,1
T2VC	745909	8138414	976,3



Figura 4. Disposição das veredas constituintes do terno 1.



Figura 5. Disposição das veredas constituintes do terno 2.

A caracterização hidrográfica das veredas estudadas se deu por meio de análise de imagens temáticas. Com estas foi possível verificar que as veredas pertencentes ao T1 alimentam o Ribeirão Arapuca, conforme a Figura 6. Já as veredas do T2 alimentam o

Córrego Poção por meio de T2VP e T2VC. Observa-se também que a vereda T2VL alimenta um córrego afluente do Rio Preto conforme a Figura 7 (Goiás, 2010).

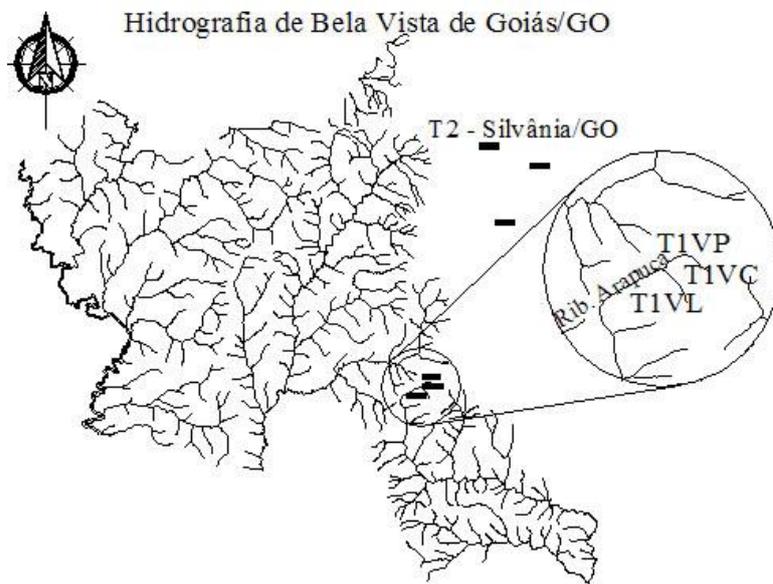


Figura 6. Inserção hidrográfica das veredas do T1 no Município de Bela Vista de Goiás/GO e posição relativa das veredas do T2 no Município de Silvânia/GO.

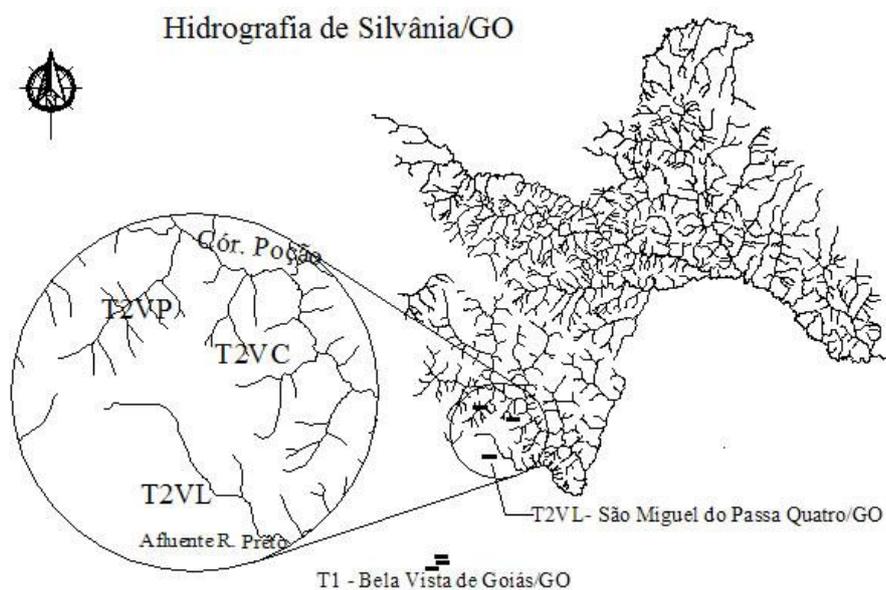


Figura 7. Inserção hidrográfica das veredas do T2 nos Municípios de Silvânia/GO e São Miguel do Passa Quatro/GO, bem como suas posições relativas às veredas do T1 no Município de Bela Vista de Goiás/GO.

3.2 MONITORAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO

Para o estudo da variação do nível do lençol freático foram instalados poços de observação, conforme descrito por Feitosa & Manoel Filho (1997). Os poços foram os mais simetricamente possíveis distribuídos ao longo de um transecto (linha transversal ao fluxo de água predominante da vereda), conforme exemplifica a Figura 8.



Figura 8. Representação esquemática da distribuição uniforme dos poços de observação do nível de água ao longo de um transecto materializado na vereda T1VL (P1 a P5, da esquerda para direita).

Neste procedimento, primeiramente foi aberta a trilha por onde o transecto seria materializado, utilizando facões, foices e enxadas. Na sequência, foram utilizados nível ótico e trena graduada (50 m) para construir o alinhamento e também determinar os desníveis entre os poços e, desta forma, o perfil descrito pelo transecto.

Cada poço de observação foi composto por um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro. O tubo foi serrilhado alternadamente ao longo de seu comprimento de modo a permitir a entrada de água pela sua parede, sem comprometer muito sua resistência mecânica (cerca de 20 cm de uma fenda a outra, em lados opostos). Um trado com até 2,20 m de comprimento foi utilizado para fazer a perfuração dos poços. Após esta etapa, o

tubo de PVC foi inserido no poço recém aberto até verificar sua estabilização vertical, isto é, até a profundidade tal em que o tubo não se moveria no sentido vertical. Nas extremidades das veredas, em todas elas, os poços foram furados até se encontrar uma camada impeditiva para penetração do trado, o que ocorreu na maioria das vezes. A Figura 9 ilustra uma etapa de instalação dos poços, na vereda T2VL.



Figura 9. Instalação de poços de observação do nível do lençol de água ao longo do transecto da vereda T1VL.

Após a instalação dos poços foi realizado o monitoramento bimestral ao longo do período de um ano. As leituras foram realizadas com nível óptico e mira (processo altimétrico). Este procedimento também visou verificar a possível movimentação vertical dos tubos de PVC. A referência de nível adotada para as leituras foi o nível do solo de cada poço individualmente, uma vez que já se conhecia o desnível entre estes. A mira foi inserida dentro do poço até tocar a superfície de água, neste momento se procedia à anotação do nível do lençol freático. Na sequência, efetuou-se duas novas medidas, uma na superfície do solo e outra na boca do tubo. Desta forma, quando havia um rebaixamento do nível de água do solo saturado, o que geralmente ocorre na porção central das veredas na época da estiagem, poderia ser adotado como referência a boca do tubo de PVC, uma vez que este está imobilizado no solo.

3.3 MONITORAMENTO DA QUANTIDADE DE ÁGUA

O monitoramento da vazão escoada foi realizado bimestralmente, em pontos fixos dentro das veredas. Para a medição da vazão foi empregado o método direto (Junqueira Júnior et al., 2007; Vilar et al., 2009). A vazão é calculada baseada no tempo gasto, em segundos (s), para que um determinado fluxo de água ocupe um recipiente com volume conhecido, em litros (L). Portanto, a vazão Q é dada em $L s^{-1}$, conforme a Equação 3.

$$Q = \frac{\text{Volume}}{\text{tempo}} \quad (L s^{-1}) \quad (3)$$

Nesta etapa foram utilizados até dois tubos de PVC com 300 mm de diâmetro (3,00 m de comprimento), cronômetro e tambor plástico com volume aferido em 228,20 L. O procedimento consistiu em canalizar o curso de água formado no interior da vereda e direcionar o seu fluxo para dentro do tambor (Figura 10). Este último foi posicionado nivelado abaixo da boca de saída do tubo, o que possibilitou então a marcação do tempo para o total preenchimento do volume. A operação foi repetida de seis a dez vezes, para desta maneira empregar o tempo médio no cálculo da vazão.

Devido à sua conformação aplainada e também à existência de um canal retilíneo bem definido, para a vereda T1VP foi utilizado o método indireto do vertedor para a determinação da vazão. Os vertedores podem ser definidos como simples aberturas ou entalhes sobre as quais um líquido escoar (Azevedo Neto & Alvarez, 1982).

Foi empregado o vertedor retangular contraído de parede delgada, cuja largura é inferior a do canal em que se encontra instalado (Pernambuco, 2004). O cálculo da descarga para este tipo de vertedor é dado pela Equação 4:

$$Q = 1,838 (L - 0,2 H) H^{3/2} \times 1000 \quad (4)$$

em que:

Q = vazão, em $L s^{-1}$;

L = comprimento da soleira, em m;

H = altura da lâmina d'água sobre a crista do vertedor, em m.



Figura 10. Processo direto de medição de vazão nas veredas T1VL, T1VC, T2VL, T2VC e T2VP.

Nesta etapa foi utilizado um vertedor retangular de parede delgada (Figura 11) com soleira (L) de 0,315 m. O procedimento consistiu em instalar o vertedor no canal da vereda, nivelando-o por meio de um nível óptico (Figura 12a e 12b). A montante deste foi fixado um apoio nivelado com a lâmina de água represada pelo vertedor, após a estabilização desta. A mira do nível óptico foi então colocada sobre este apoio e efetuou-se a leitura H'' . Ao apoiar a mira sobre a soleira do vertedor efetuou-se a leitura de H' . A altura de lâmina de água, em metros, considerada para o cálculo da vazão foi obtida pela Equação 5:

$$H = H' - H'' \quad (5)$$

em que:

H' = leitura na mira apoiado na soleira do vertedor, m;

H'' = leitura na mira sobre o apoio a montante do vertedor, m.

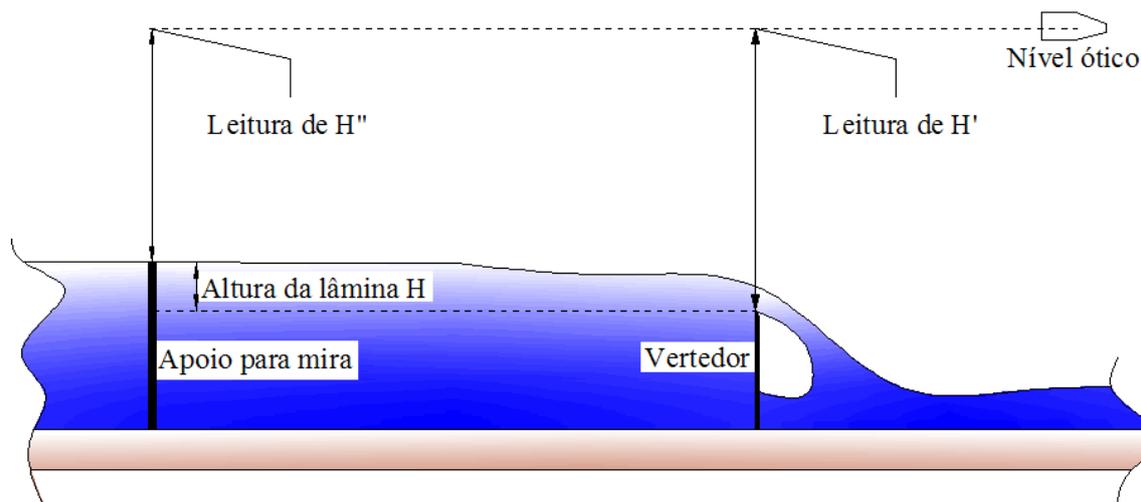


Figura 11. Processo utilizado para obtenção da altura da lâmina H ao empregar o vertedor retangular contraído de parede delgada.



Figura 12. Processo de medição de vazão empregado na vereda T1VP, por meio do vertedor retangular contraído de parede delgada.

3.4 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento da qualidade da água foi realizado por meio da análise laboratorial das variáveis físicas, químicas, agrotóxicológicas e bacteriológicas além de dados ambientais, conforme a Tabela 8. As análises foram feitas por uma única empresa terceirizada, onde os resultados obtidos obedeceram às técnicas preconizadas pelo *American Public Health Association - APHA*. As atividades laboratoriais da empresa contratada atenderam aos critérios da Norma NBR ISO/IEC 17025:2005.

As amostras foram coletadas durante o período de um ano, totalizando quatro amostragens para cada vereda estudada. Para este procedimento o laboratório forneceu os recipientes para o armazenamento da água coletada, condicionados em caixa térmica (Figura 13). Após a coleta e acomodação dentro da caixa térmica foram adicionados

pacotes com gelo para conservar as características naturais das amostras. Estas foram entregues ao laboratório no mesmo dia da coleta.

Tabela 8. Variáveis utilizadas para o monitoramento da qualidade da água nas veredas estudadas.

Variáveis	Unidade
Dados ambientais	---
Temperatura Ambiente	°C
Temperatura Água	°C
Chuva nas últimas 24 horas	mm
Análises físico-químicas	---
Aspecto	---
Depósito	---
Odor	---
Turbidez	UNT
Cor Aparente	mg Pt L ⁻¹
pH a 25 °C	UpH
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Alcalinidade de Carbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Alcalinidade de Hidróxidos	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Ferro Solúvel	mg L ⁻¹ Fe
Dureza Total	mg L ⁻¹
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl
Matéria Orgânica	mg L ⁻¹ O ₂
Gás Carbônico	mg L ⁻¹ CO ₂
Sílica	mg L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹
Condutividade Elétrica a 25 °C	mg L ⁻¹
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂
DBO ₅ ^{20 °c}	mg L ⁻¹ O ₂
DQO	mg L ⁻¹ O ₂
Nitritos	mg L ⁻¹ N-NO ₂
Nitratos	mg L ⁻¹ N-NO ₃
Sulfatos	mg L ⁻¹ SO ₄
Agrotóxicos	---
Organofosforados e Carbamatos Totais	% IAE
Exames bacteriológicos	---
Índice de Coliformes Totais	NMP / 100 mL
Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL



Figura 13. Recipientes, processo de coleta e acondicionamento das amostras de água das veredas estudadas.

Foi utilizado para a avaliação da qualidade da água o índice IQA-CCME. Este método permite a inclusão de todos os tipos de variáveis de qualidade disponíveis e avalia a qualidade da água para diferentes usos em diferentes condições (Almeida & Lima, 2008). O índice baseia-se em medidas do espectro (F_1), da frequência (F_2) e da amplitude dos valores (F_3) que estão fora dos valores estipulados pelas normas nacionais, conforme definições a seguir (Marques et al., 2007b):

- a) F_1 (espectro): representa a porcentagem das variáveis que não se encontram dentro dos valores estipulados pelas normas nacionais ("variáveis falhas"), relativo ao número total das variáveis medidas (Equação 6).

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variáveis falhas}}{\text{Total de variáveis medidas}} \right) \times 100 \quad (6)$$

- b) F_2 (frequência): representa a porcentagem dos testes individuais que não se encontram dentro dos valores estipulados pelas normas nacionais ("testes falhos") (Equação 7).

$$F_2 = \left(\frac{\text{Número de testes falhos}}{\text{Número total de testes realizados}} \right) \times 100 \quad (7)$$

c) F3 (amplitude): representa o quanto os valores dos testes falhos estão fora dos valores estipulados pelas normas nacionais. F3 é calculado em três etapas.

i) O número de vezes que uma concentração individual é maior que o valor estipulado pelas normas nacionais, este será denominado "excluído" e expresso como segue (Equação 8):

$$\text{excluído}_i = \left(\frac{\text{Valor do teste falho}_i}{\text{Valor estipulado pela norma}_j} \right) - 1 \quad (8)$$

Para os casos em que o valor do teste não deve ser menor que o valor mínimo estipulado pelas normas nacionais (Equação 9):

$$\text{excluído}_i = \left(\frac{\text{Valor estipulado pela norma}_j}{\text{Valor do teste falho}_i} \right) - 1 \quad (9)$$

Para os casos em que o valor determinado no teste é igual a zero (Equação 10):

$$\text{excluído}_i = \text{Valor estipulado pela norma}_i \quad (10)$$

ii) O quanto os testes individuais, na coletividade, estão fora dos valores estipulados pelas normas nacionais é calculado somando os excluídos de cada teste falho individual e dividindo-se pelo número total dos testes realizados. Esta variável refere-se como a soma normalizada dos excluídos, ou o "nse", sendo calculado como (Equação 11):

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excluído}_i}{\text{Número total de testes}} \quad (11)$$

iii) F_3 é calculado então por uma função assintótica que escala a soma normalizada dos excluídos (nse) para obter uma escala entre 0 e 100 (Equação 12).

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0,01 nse + 0,01} \right) \quad (12)$$

Uma vez que os fatores foram obtidos, o índice próprio pode ser calculado somando os três fatores como se fossem vetores. A soma dos quadrados de cada um desses fatores é igual ao quadrado do índice. Esta aproximação trata o índice como um espaço tridimensional definido para cada fator ao longo de uma linha central. Com este modelo, o índice muda na proporção direta às mudanças em todos os três fatores. O índice da qualidade de água IQA-CCME é então calculado de acordo com a Equação 13.

$$IQA\ CCME = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (13)$$

O divisor 1,732, da Equação 11, normaliza os valores resultantes para uma faixa entre 0 e 100, onde o zero representa a pior qualidade da água e o 100 representa a melhor qualidade da água. Uma vez que o valor é determinado, a qualidade de água é expressa relacionando-a categorias, que variam de péssimo a excelente (Tabela 9). Para a aplicação do índice IQA-CCME é recomendado um mínimo de quatro repetições para cada variável empregada (Saffran et al., 2001).

Para as veredas estudadas quinze variáveis foram utilizadas para compor o IQA-CCME (Tabela 10). Como referências foram utilizados os valores estipulados na Resolução Conama nº 357/05 para águas doces, tanto para a Classe 1 quanto para a Classe 2. Para classificar a qualidade da água apenas com as variáveis da referida resolução, também foram utilizados os valores estipulados para as Classes 3 e 4.

As variáveis que não foram incorporadas no cálculo do IQA-CCME e que estão citadas na Tabela 10 foram utilizadas indiretamente na determinação da qualidade da água das veredas. Estas variáveis foram analisadas em termos de suas limitações ou riscos ambientais, ou ainda, sobre as consequências para a potabilidade e outros usos da água.

Tabela 9. Categorias de qualidade da água.

Categoria	Valor	Características
Excelente	95 - 100	A qualidade de água é protegida com uma ausência, quase que total, de ameaça; condições muito perto dos níveis naturais ou em perfeito estado.
Bom	80 - 94	A qualidade de água é protegida, mas com um grau menor de ameaça ou pouco afetado; as circunstâncias raramente se distanciam dos níveis naturais ou desejáveis.
Regular	65 - 79	A qualidade de água geralmente é protegida, mas ameaçada ou danificada ocasionalmente; as circunstâncias às vezes se distanciam dos níveis naturais ou desejáveis.
Ruim	45 - 64	A qualidade de água é ameaçada ou danificada frequentemente; as circunstâncias frequentemente se distanciam dos níveis naturais ou desejáveis.
Péssimo	0 - 44	A qualidade de água quase sempre é ameaçada ou danificada; as circunstâncias geralmente se distanciam dos níveis naturais ou desejáveis.

Fonte: Saffran et al. (2001); Marques et al. (2007b).

3.5 ESTATÍSTICA

Para o estudo da variação sazonal do nível lençol freático foi calculado o coeficiente de variação individual para cada poço. No estudo da quantidade de água das veredas foram empregadas as variáveis clássicas da estatística descritiva, como: valor mínimo, valor máximo, média, desvio padrão e coeficiente de variação. Estas medidas foram também empregadas para descrever os dados obtidos pelo IQA-CCME.

Foram determinados, ainda, os coeficientes de correlação para o nível do lençol de água e a vazão da vereda, por meio do *software* Excel. Para tanto, foram correlacionados os níveis observados durante todo o período de estudo para cada poço, individualmente, e a respectiva vazão da vereda.

Tabela 10. Variáveis utilizadas para a composição do índice IQA-CCME e valores de referência da Resolução Conama nº 357/05 para águas doces.

Classificação dos corpos de água - CONAMA 357				
Variáveis	Classe I V.M.P.	Classe II V.M.P.	Classe III V.M.P.	Classe IV V.M.P.
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	NO
Turbidez, UNT	40,0	100,0	100,0	SR
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	natural	75,0	75,0	SR
pH a 25 °C, UpH	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,3	0,3	5,0	SR
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	250,0	250,0	250,0	SR
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	500,0	500,0	500,0	SR
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 2,0
DBO ₅ ^{20°C} , mg L ⁻¹ O ₂	3,0	5,0	10,0	SR
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	1,0	1,0	1,0	SR
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	10,0	10,0	10,0	SR
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	250	250	250	SR
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos				
Totais, % IAE	SR	SR	SR	SR
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	1.000	5.000	20.000	SR
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	200	1.000	40.000	SR

Observações: V.M.P. - valor máximo permitido; VA - virtualmente ausente, imperceptível à visão, olfato e paladar; SR - sem referência na legislação; NMP - número mais provável; IAE - índice de ação enzimática, e; NO - não objetável.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 NÍVEL DO LENÇOL FREÁTICO

A variação sazonal do nível do lençol freático, no período observado, apresentou comportamento similar, de modo geral, para as veredas estudadas. As maiores variações são percebidas nos poços de observação das extremidades dos transectos (P1 e P5), que foram posicionados fisicamente na linha de divisão entre o solo hidromórfico da vereda e o solo adjacente (Figuras 14 a 19).

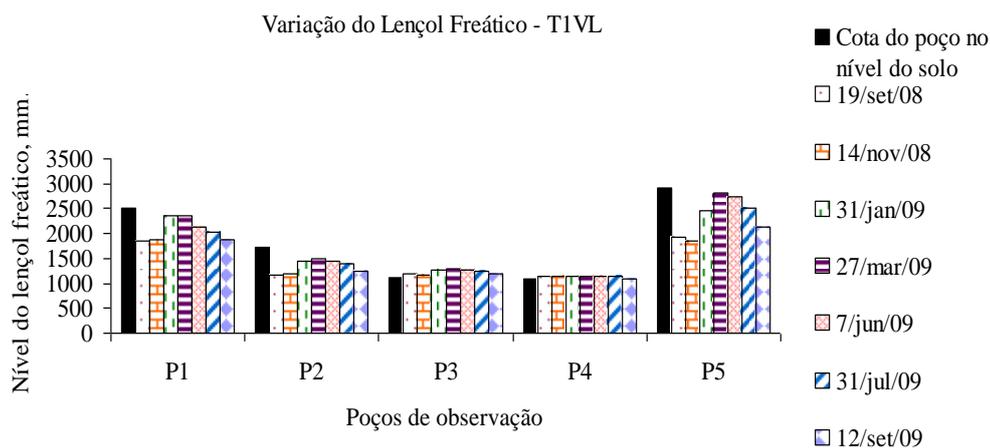


Figura 14. Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T1VL.

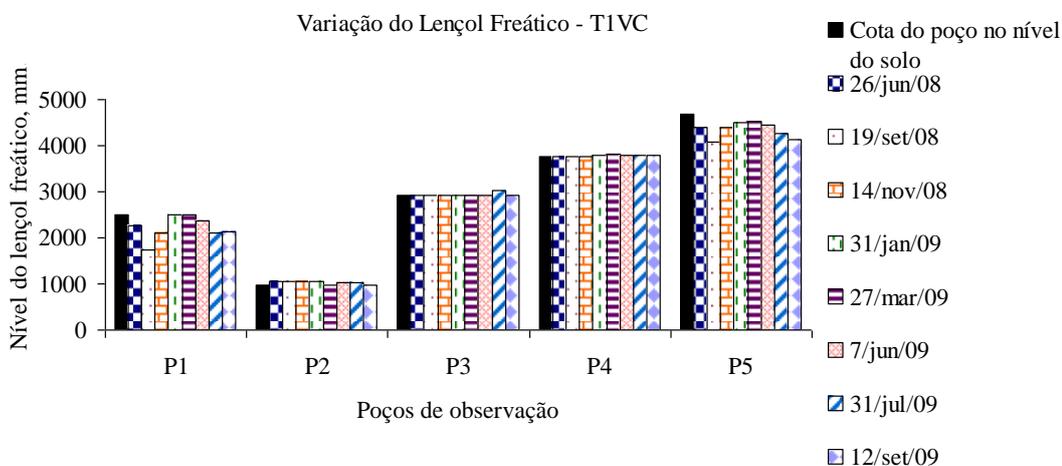


Figura 15. Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T1VC.

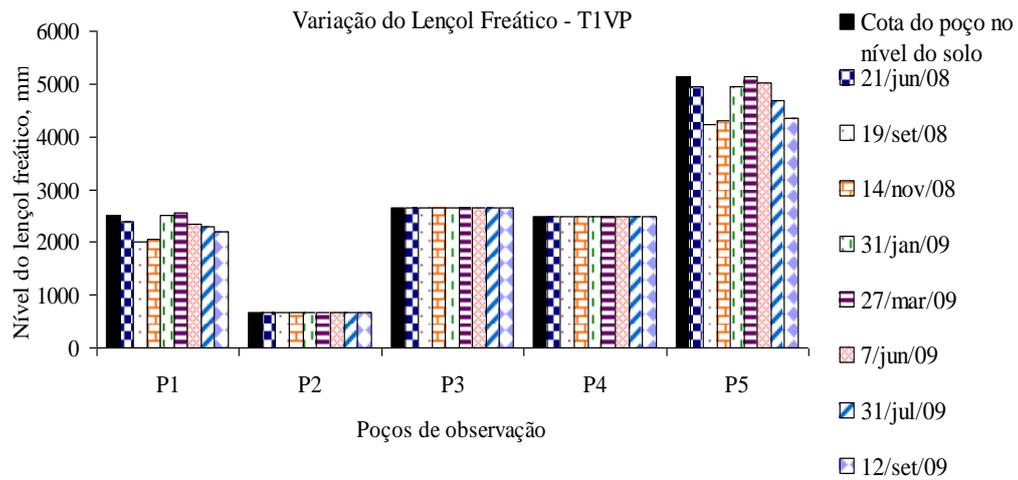


Figura 16. Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T1VP.

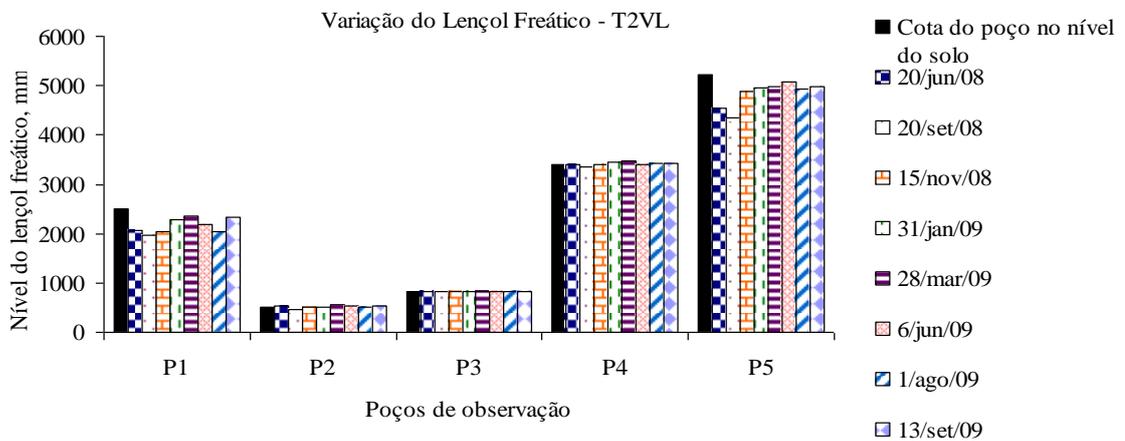


Figura 17. Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T2VL.

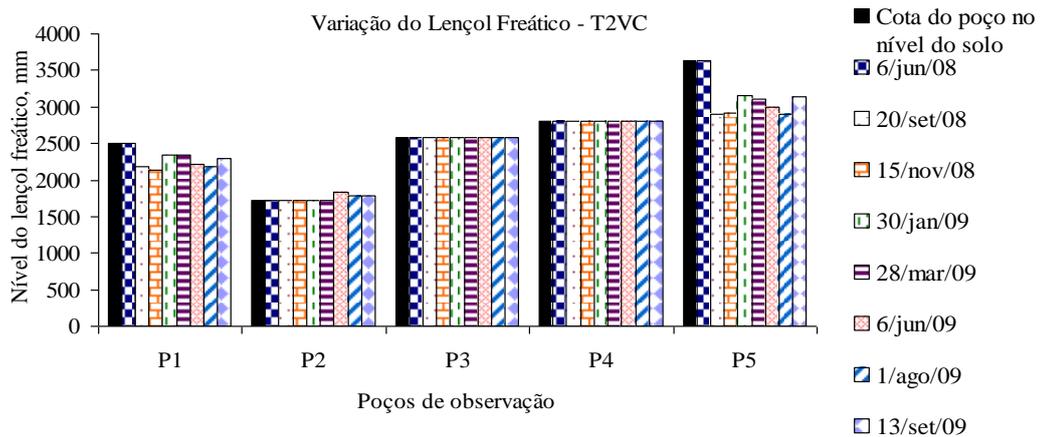


Figura 18. Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T2VC.

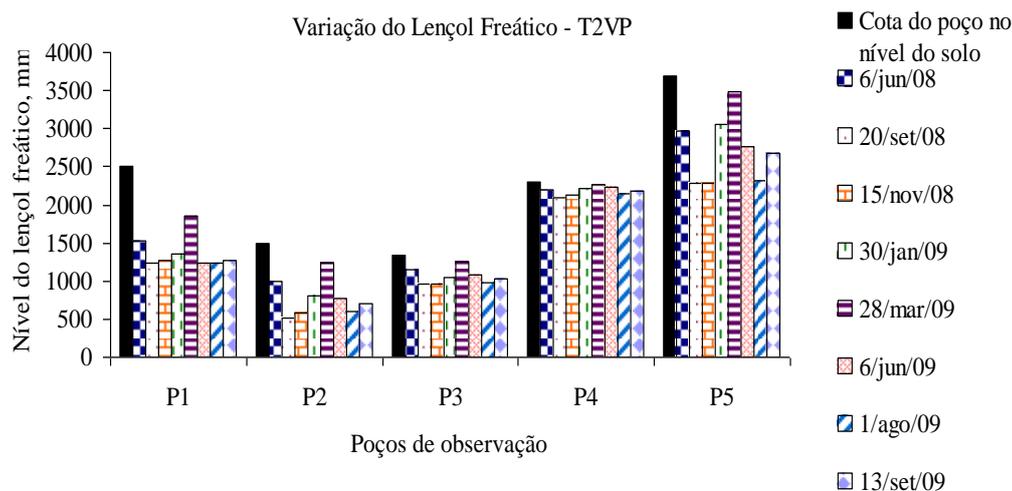


Figura 19. Variação sazonal do lençol freático ao longo do transecto da vereda T2VP.

Os poços localizados no interior das veredas (P2, P3 e P4), na maioria dos casos, apresentaram pouca variação sazonal dos níveis do lençol freático, no período observado, a exceção da vereda T2VP. Nesta, P2 e P3 apresentaram um coeficiente de variação de 31,0% e 9,6%, respectivamente (Tabela 11). Este comportamento atípico pode ser explicado pela estrutura morfológica e a forma de antropização desta vereda.

De acordo com a classificação geomorfológica sugerida por Ferreira (2008), T2VP enquadraria como sendo “vereda de cordão linear” (Figura 20). Embora não se desenvolva às margens de curso d’água de médio porte, esta vereda forma cordão linear de aproximadamente 980 m com vegetação ciliar em área sedimentar. Devido a seção transversal ser muito menor que a seção longitudinal, a superfície do solo responsável pelo extravasamento de água é muito estreita (o transecto de T2VP foi apenas de 38 m), resultando em uma menor quantidade de água armazenada e, conseqüentemente, sujeita a variações mais bruscas.

Tabela 11. Coeficiente de variação, em porcentagem, do nível do lençol freático para o período de observação nas veredas estudadas.

Vereda	Coeficiente de Variação, %				
	P1	P2	P3	P4	P5
T1VL	10,7	10,4	4,4	1,4	16,3
T1VC	11,4	3,9	1,3	0,4	3,9
T1VP	8,6	0,0	0,0	0,0	7,7
T2VL	6,7	5,8	0,0	1,0	5,3
T2VC	5,3	2,8	0,0	0,0	7,8
T2VP	16,0	31,0	9,6	2,7	15,8

Como se pode observar na Figura 20, há uma grande área de pastagem degradada ao redor da vereda T2VP. De acordo com Silva & Santos (2009), o pisoteio do gado provoca o rebaixamento do lençol freático e a compactação do solo. Segundo Andrade et al. (2007), em uma área de pastagem a fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida que alcança o solo é maior que na floresta, resultando neste ecossistema em maiores valores de evapotranspiração. Os autores concluem que os solos nos ecossistemas florestais possuem maior capacidade de armazenamento de água que na área em pastagem que apresenta maior variação do nível do lençol freático (variação entre o mínimo e o máximo) entre as estações seca e úmida. De fato esta observação pode ser verificada, pois, a maior variação do nível do lençol freático em todo o estudo ocorreu no P5 desta vereda.



Figura 20. Aspecto de “cordão linear” da vereda T2VP e pastagens em seu entorno.

Os poços de observação localizados no centro dos transectos (P2, P3 e P4) das veredas estudadas além de apresentarem pouca variação sazonal dos níveis do lençol freático, no período observado, alguns destes possuíam a linha piezométrica acima do solo, em determinadas épocas do ano ou mesmo durante todo o período de observação (Figura 21). Este fato pode ser observado nos seguintes poços: P3 e P4 da vereda T1VL; P2, P3 e P4 da vereda T1VC; P2 e P4 da vereda T2VL, e; P2 da vereda T2VC.

A razão do nível de água para alguns dos poços de observação estar acima do nível do solo está fortemente associada com a topografia da vereda. Observa-se que quando há um declive acentuado à direita, à esquerda ou à montante de um poço este tende a elevar o nível de água dentro do tubo, conforme pode ser observado ao analisar a Tabela 12. A linha piezométrica da vereda se encontra, então, acima do solo em sua parte central.

Quando esta não se encontra acima do solo, permanece nivelada com este, promovendo uma exudação contínua, mantendo o solo saturado ao longo do o período de observação.

- a) Poço P4, vereda T1VL em 25/04/2008 b) Poço P4, vereda T1VL em 25/04/2008 c) Poço P2, vereda T2VC em 06/06/2009



- d) Poço P2 vereda T1VC em 27/03/2009 e) Poço P2 vereda T1VC em 07/06/2009 f) Poço P2 vereda T1VC em 31/07/2009



Figura 21. Exemplos de poços de observação com nível de água acima do solo.

4.2 QUANTIDADE DE ÁGUA

Ao analisar a Tabela 13 e a Figura 22, nota-se que as menores vazões nas veredas estudadas ocorreram entre os meses de agosto a setembro para as veredas do T1 e de setembro a novembro para as veredas do T2. As maiores vazões encontram-se entre os meses de março e junho.

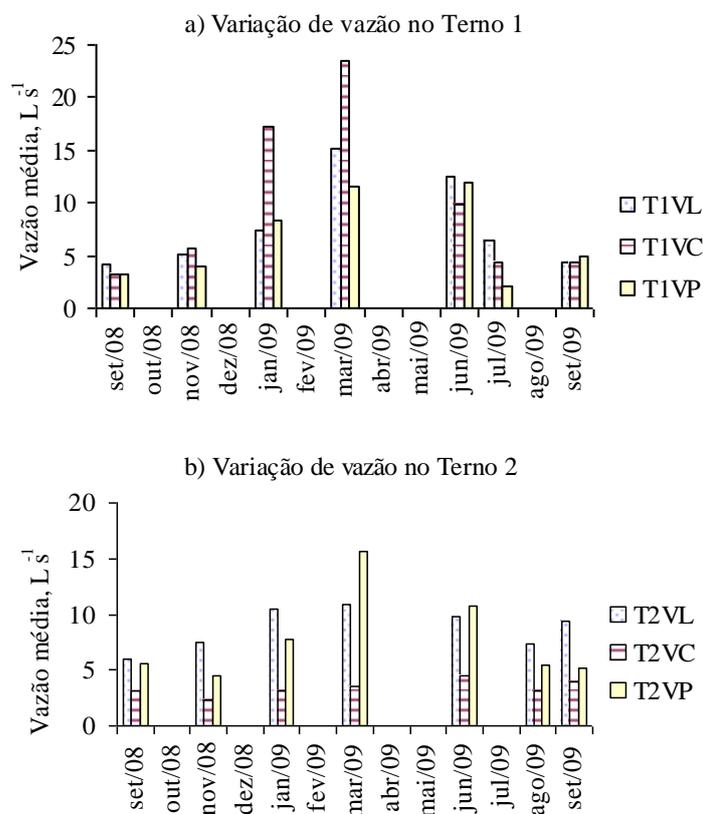
Tabela 12. Declividade do solo entre os poços de observação.

Vereda	Poço	Distância a partir do P1 (m)	DN entre poços (mm)	Cota do poço no nível do solo (mm)	Declividade (%)
T1VL	P1	0,0	0	2500	---
	P2	17,8	-785	1715	-4,41
	P3	35,8	-1385	1115	-3,33
	P4	53,6	-1420	1080	-0,20
	P5	70,6	426	2926	10,86
T1VC	P1	0,0	0	2500	----
	P2	18,0	-1538	962	-8,54
	P3	37,0	412	2912	10,26
	P4	55,2	1268	3768	4,70
	P5	73,1	2182	4682	5,11
T1VP	P1	0,00	0	2500	---
	P2	31,43	-1821	679	-5,79
	P3	54,08	150	2650	8,70
	P4	85,88	-22	2478	-0,54
	P5	116,08	2642	5142	8,82
T2VL	P1	0,00	0	2500	---
	P2	28,75	-1997	503	-6,95
	P3	57,50	-1682	818	1,10
	P4	86,25	908	3408	9,01
	P5	115,00	2732	5232	6,34
T2VC	P1	0,00	0	2500	---
	P2	14,70	-785	1715	-5,34
	P3	29,67	87	2587	5,82
	P4	44,57	298	2798	1,42
	P5	59,67	1130	3630	5,51
T2VP	P1	0,0	0	2500	---
	P2	9,5	-1007	1493	-10,60
	P3	19,0	-1169	1331	-1,71
	P4	28,5	-204	2296	10,16
	P5	38,0	1187	3687	14,64

Tabela 13. Vazão média para veredas dos T1 e T2.

Data	Vazão ($L s^{-1}$)					
	T1VL	T1VC	T1VP	T2VL	T2VC	T2VP
19/set/08	4,17	3,17	3,25	6,02	3,11	5,60
14/nov/08	5,18	5,72	4,02	7,48	2,36	4,44
31/jan/09	7,32	17,16	8,38	10,47	3,17 ¹	7,79
27/mar/09	15,08	23,47	11,55	10,87	3,50	15,64
7/jun/09	12,42	9,82	11,99	9,83	4,50	10,70
31/jul/09	6,40	4,30	2,12	7,39	3,10	5,49
12/set/09	4,43	4,43	4,85	9,41	3,96	5,14
Q. mínima	4,17	3,17	2,12	6,02	2,36	4,44
Q. máxima	15,08	23,47	11,99	10,87	4,50	15,64
Q. média	7,86	9,72	6,59	8,78	3,38	7,83
Des. Pad. ²	4,2	7,8	4,0	1,8	0,7	4,1
CV ³	54,0	79,7	61,2	20,8	20,4	51,8

1. Vazão medida em 30/jan/09.
2. Des. Pad. = Desvio Padrão.
3. CV = Coeficiente de Variação.

**Figura 22.** Variação de vazão observada para veredas dos ternos 1 e 2 no período de setembro de 2008 a setembro 2009.

Costa et al. (2007) encontraram padrões similares aos encontrados para a variação de vazão das veredas dos dois ternos ao estudarem diferentes métodos para medição de pequenas vazões em microbacias de drenagem localizadas na bacia do rio Maracujá, afluente do alto rio das Velhas, estado de Minas Gerais. Os autores encontraram para a microbacia denominada “B3” a menor vazão registrada no fim de outubro/2003 e o pico de vazão no início do mês de março/2004.

As maiores variações de vazão no período observado ocorreram no T1, sendo a máxima de 79,7% em T1VC seguida de 61,2% para T1VP. Nestas veredas a brusca variação da vazão encontra-se relacionada, entre outros fatores, com a topografia do terreno e o uso do seu entorno, no caso de T1VP.

Conforme verificado no tópico anterior, o nível do lençol freático encontrava-se acima do nível do solo, em sua porção central, para T1VC, ao longo de todo o período de observação para P2, P3 e P4. Esta elevação da linha piezométrica do lençol freático faz com que a exudação da água no solo seja mais elevada em veredas com este tipo de conformação geomorfológica (vereda de enclave, ou seja, entre duas elevações no terreno, de acordo com Ferreira (2008)) provocando, portanto, maior variação sazonal na disponibilidade de água.

No T2, a maior variação de vazão, com 51,8 %, ocorreu na vereda T2VP. Somado às razões que justificam a maior variação encontrada para o nível do lençol freático desta vereda, para Meireles et al. (citado por Ramos, 2005), o pisoteio do gado, nas veredas, causa a compactação dos solos, provocando a diminuição da taxa de infiltração de água (Alves & Rossete, 2007), déficit na recarga dos aquíferos alimentadores de fontes perenes à jusante, rebaixamento do lençol freático e redução da vazão das nascentes.

A pouca variação sazonal da vazão das veredas T2VL e T2VC indicam um estado de conservação em melhores condições para estas. Segundo Ferreira (2008), evitar o desmatamento ou outras intervenções degradantes nos subsistemas nas nascentes do curso d'água reflete diretamente na vazão de suas águas. Mesmo em elevado estado de antropização em que se encontra a vereda T2VL, esta foi a única com práticas de conservação do solo em seu entorno, por meio de terraços ao longo das lavouras instaladas, conduzidas sob o sistema de plantio direto. A vereda T2VC possui vasta área de preservação em seu entorno, o que contribuiu para uma menor variação de sua vazão ao longo do período observado.

Quanto às veredas T1VC e T2VC, as áreas de seu entorno, além da faixa de preservação, apresentam características bem diferenciadas. Na primeira, o entorno é constituído de lavoura em plantio direto, e na segunda o entorno constitui-se de pastagem em avançado estágio de degradação.

Ao verificar o coeficiente de variação do nível de água nos poços das veredas, no tópico anterior (Tabela 11), percebeu-se que os poços localizados no interior das veredas (P2, P3 e P4), na maioria dos casos, apresentaram pouca variação sazonal no período observado dos níveis do lençol freático, a exceção da vereda T2VP. Pode-se notar também que as maiores variações encontram-se nos poços das extremidades dos transectos (P1 e P2), mantendo a exceção. Ao verificar a correlação entre a variação sazonal do nível do lençol freático nos poços de observação e a vazão sazonal da respectiva vereda percebem-se altos valores de correlação para os poços da extremidade, conforme a Tabela 14.

Tabela 14. Coeficientes de correlação entre a variação sazonal do nível do lençol freático nos poços de observação e a vazão sazonal da respectiva vereda.

Poço	T1VL	T1VC	T1VP	T2VL	T2VC	T2VP
P1	0,75	0,84	0,73	0,93	0,41	0,85
P2	0,80	-0,22	---	0,90	0,76	0,93
P3	0,85	-0,24	---	---	---	0,96
P4	0,36	0,57	---	0,88	---	0,88
P5	0,87	0,80	0,84	0,75	0,40	0,87

De acordo com a Tabela 14, os níveis de água dos poços ao longo do transecto que mais se correlacionaram com a variação sazonal da vazão são os seguintes: P5 para T1VL, P4 para T1VC, P5 para T1VP, P1 para T2VL, P2 para T2VC e P3 para T2VP. Nota-se que os poços das extremidades dos transectos são os mais representativos. Outra observação associada a estes poços é a presença da maior declividade adjacente aos poços, conforme pode ser verificado na Tabela 12. Para os poços P2 da vereda T2VC e P3 da vereda T2VP, a razão destes poços centrais serem mais representativos que os das extremidades, deve-se ao fato deles se localizarem muito próximo ao canal do dreno (muito bem definido em T2VP) ou fluxo de água predominante da vereda. Daí o motivo de os poços refletirem mais fielmente o comportamento do canal de drenagem da vereda.

4.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA

Foram selecionadas quinze variáveis para a composição do índice de qualidade de água IQA-CCME. Estas foram escolhidas em função de possuírem condições e padrões claramente definidos na legislação pertinente, no caso, a Resolução nº 357/05 (Conama, 2005). As demais variáveis estudadas foram utilizadas para estabelecer possíveis restrições aos usos da água. Os Anexos de A a F contêm os resultados laboratoriais completos, para todas as variáveis pesquisadas.

Foram empregados, no cálculo do IQA-CCME, os valores limites dos parâmetros para a Classe 1 e 2 da Resolução nº 357/05 do Conama, para águas doces. As Tabelas de 15, 16 e 17 apresentam os resultados laboratoriais encontrados nas amostras de água da vereda T1VL e o IQA-CCME desta, quando se consideram os valores limites para Classe 1 e 2, respectivamente.

Tabela 15. Resultados das análises laboratoriais das amostras de água da vereda T1VL.

Variáveis	Data da amostragem			
	5-set-08	23-jan-09	5-jun-09	10-set-09
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	VA
Turbidez, UNT	2,0	<1,0	<1,0	<1,0
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	9,0	6,0	13,0	4,0
pH a 25 °C, UpH	5,08	5,41	5,46	5,51
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,27	0,55	0,30	0,40
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	10,0	1,0	3,0	2,0
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	8,78	7,98	8,21	11,65
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	3,8	3,3	4,5	2,9
DBO ₅ 20 °C, mg L ⁻¹ O ₂	1,0	4,7	0,5	0,5
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,003	0,002	0,002	0,002
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,40	<0,10	0,10	<0,10
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	2,0	2,0	1,0	1,0
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais, % IAE	ND	9,88	ND	ND
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	20	93	230	230
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	7	15	21	23

Observações:

VA - Virtualmente Ausente - Imperceptível à visão, olfato e paladar; ND - Não Detectado; IAE - Índice de Ação Enzimática; NMP - Número Mais Provável.

Tabela 16. Valor do IQA-CCME para vereda TIVL referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama

Variáveis e análises para Vereda TIVL		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	4
Análises	60	11
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 1		
F1	26,67	---
F2	18,33	---
nse	0,0835	---
F3	7,71	---
IQA-CCME	81	---

Tabela 17. Valor do IQA-CCME para vereda TIVL referente à Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda TIVL		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	3
Análises	60	10
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 2		
F1	20,00	---
F2	16,67	---
nse	0,2218	---
F3	18,16	---
IQA-CCME	82	---

Para a vereda TIVL, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 81 considerado “bom” quando se utilizam valores de referências para águas doces Classe 1. Ao considerar os valores de referências para águas doces Classe 2, o IQA-CCME passa a ser 82, também considerado “bom”. Ao adotar como referência os valores desta classe, a variável DBO passa ser desconsiderada nos cálculos de F3 e a afetar F1 e F2 (no cálculo do IQA-CCME), assim como os valores de OD passam a ficar mais próximos do mínimo estabelecido nesta classe. Isto demonstra a sensibilidade deste índice, que considera o quanto próximo o valor da análise individual está da meta (ou referência) a ser atingida. Estes fatores justificam o maior valor encontrado para esta classe.

As Tabelas 18, 19 e 20 apresentam os resultados laboratoriais encontrados com as amostras de água da vereda TIVC e o IQA-CCME desta, quando se consideram os valores limites para Classe 1 e 2, respectivamente.

Tabela 18. Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T1VC.

Variáveis	Data da amostragem			
	5-set-08	23-jan-09	5-jun-09	10-set-09
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	VA
Turbidez, UNT	8,0	2,0	<1,0	<1,00
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	107,0	15,0	14,0	15,0
pH a 25 °C, UpH	5,55	6,04	5,25	5,69
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,35	0,81	0,39	0,70
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	7,0	0,5	2,0	2,0
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	8,62	7,83	6,07	9,49
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	4,5	4,5	5,0	4,5
DBO ₅ 20 °C, mg L ⁻¹ O ₂	0,9	2,4	0,5	0,2
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,006	0,001	0,002	0,001
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,40	0,3	<0,10	0,1
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	1,0	1,0	1,0	1,00
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais, % IAE	ND	ND	ND	ND
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	2100	1100	460	23
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	750	75	15	4

Tabela 19. Valor do IQA-CCME para vereda T1VC referente à Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T1VC		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	6
Análises	60	15
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 1		
F1	40,00	---
F2	25,00	---
nse	0,1559	---
F3	13,49	---
IQA-CCME	72	---

Para a vereda T1VC, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 72 considerado “regular” quando se utilizam valores de referências para águas doces Classe 1. Ao considerar os valores de referência para águas doces Classe 2, o IQA-CCME passa a ser 81, considerado “bom”. Para esta vereda, ao adotar como referência os valores desta

classe, as variáveis “coliformes totais” e “coliformes termotolerantes” passam a ser desconsideradas nos cálculos de F3 e a afetarem F1 e F2. A variável “oxigênio dissolvido” conta agora com três análises que não atingiram a meta estabelecida nesta classe.

Tabela 20. Valor do IQA-CCME para vereda TIVC referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda TIVC		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	4
Análises	60	11
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 2		
F1	26,67	---
F2	18,33	---
nse	0,0756	---
F3	7,03	---
IQA-CCME	81	---

As Tabelas 21, 22 e 23 apresentam os resultados laboratoriais encontrados com as amostras de água da vereda T1VP e o IQA-CCME desta, quando se consideram os valores limites para Classe 1 e 2, respectivamente.

Tabela 21. Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T1VP.

Variáveis	Data da amostragem			
	5-set-08	23-jan-09	5-jun-09	10-set-09
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	VA
Turbidez, UNT	< 1,0	< 1,0	2,0	2,0
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	1,0	5,0	14,0	14,0
pH a 25 °C, UpH	5,18	5,54	5,60	5,70
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,22	0,18	0,42	0,25
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	5,0	1,0	2,0	3,0
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	51,20	5,38	7,71	11,99
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	4,00	3,50	4,00	3,90
DBO ₅ 20 °C, mg L ⁻¹ O ₂	0,6	4,0	0,5	0,2
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,002	0,002	0,003	0,002
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,40	< 0,10	0,10	<0,11
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	< 1,0	17,0	8,0	<1,0
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais, % IAE	ND	ND	ND	ND
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	43	460	150	460
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	9	15	28	23

Tabela 22. Valor do IQA-CCME para vereda T1VP referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T1VP		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	4
Análises	60	10
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 1		
F1	26,67	---
F2	16,67	---
nse	0,0565	---
F3	5,35	---
IQA-CCME	82	---

Tabela 23. Valor do IQA-CCME para vereda T1VP referente a Casse 2 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T1VP		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	3
Análises	60	9
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 2		
F1	20,00	---
F2	15,00	---
nse	0,0329	---
F3	3,19	---
IQA-CCME	85	---

Para a vereda T1VP, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 82 considerado “bom” quando se utilizam valores de referência para águas doces Classe 1. Ao considerar os valores de referência para águas doces Classe 2, o IQA-CCME passa a ser 85, também considerado “bom”. Para esta vereda, ao adotar como referência os valores desta classe, a variável “DBO” passa a ser desconsiderada nos cálculos de F3 e a afetar F1 e F2. A variável “oxigênio dissolvido” passa também a ficar com os resultados da análise mais próximos da meta estabelecida nesta classe, o que eleva o valor do índice.

As Tabelas 24, 25 e 26 apresentam os resultados laboratoriais encontrados para as amostras de água da vereda T2VL e o IQA-CCME desta, quando se consideram os valores limites para Classe 1 e 2, respectivamente.

Tabela 24. Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T2VL.

Variáveis	Data da amostragem			
	12-set-08	29-jan-09	4-jun-09	11-set-09
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	VA
Turbidez, UNT	6,0	1,0	1,0	<1,0
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	25,0	10,0	3,0	15,0
pH a 25 °C, UpH	5,28	5,28	5,50	5,94
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,07	0,75	0,06	0,03
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	3,0	2,0	2,0	2,0
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	5,01	6,79	15,50	11,72
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	4,80	5,60	5,50	5,50
DBO ₅ 20 °C, mg L ⁻¹ O ₂	0,5	0,3	0,7	0,2
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,003	0,002	0,002	0,002
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,4	1,1	<0,1	0,1
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	1,0	13,0	7,0	<1,0
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais, % IAE	ND	ND	ND	ND
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	2300	1100	210	460
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	430	150	75	43

Tabela 25. Valor do IQA-CCME para vereda T2VL referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T1VL		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	5
Análises	60	12
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 1		
F1	33,33	---
F2	20,00	---
nse	0,0821	---
F3	7,59	---
IQA-CCME	77	---

Para a vereda T2VL, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 77 considerado “regular” quando se utilizam valores de referência para águas doces Classe 1 e 87 “bom” para Classe 2. Para esta vereda, ao adotar como referência os valores desta classe, as variáveis “coliformes totais” e “coliformes termotolerantes” passam a ser desconsideradas

nos cálculos de F3 e a afetarem F1 e F2. A variável “oxigênio dissolvido” conta agora com apenas uma análise que não atingiu a meta estabelecida nesta classe.

Tabela 26. Valor do IQA-CCME para vereda T2VL referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T1VL		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	3
Análises	60	6
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 2		
F1	20,00	---
F2	10,00	---
nse	0,0319	---
F3	3,09	---
IQA-CCME	87	---

As Tabelas 27, 28 e 29 apresentam os resultados laboratoriais encontrados com as amostras de água da vereda T2VC e o IQA-CCME desta, quando se considera os valores limites para Classe 1 e 2, respectivamente.

Tabela 27. Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T2VC.

Variáveis	Data da amostragem			
	12-set-08	29-jan-09	4-jun-09	11-set-09
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	VA
Turbidez, UNT	5,0	1,0	<1,0	<1,0
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	28,0	15,0	<1,0	7,0
pH a 25 °C, UpH	5,16	5,59	5,32	5,56
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,06	0,23	0,04	0,05
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	4,0	3,0	2,0	2,0
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	6,12	5,61	9,77	7,08
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	1,5	5,3	5,0	3,6
DBO ₅ 20 °C, mg L ⁻¹ O ₂	0,5	0,3	0,5	0,4
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,003	0,002	0,003	0,002
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,3	<0,1	<0,1	0,1
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	<1,0	2,0	<1,0	<1,0
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais, % IAE	ND	ND	1,19	ND
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	750	930	460	230
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	230	93	23	15

Tabela 28. Valor do IQA-CCME para vereda T2VC referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T2VC		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	3
Análises	60	9
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 1		
F1	20,00	---
F2	15,00	---
nse	0,0765	---
F3	7,11	---
IQA-CCME	85	---

Tabela 29. Valor do IQA-CCME para vereda T2VC referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T2VC		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	2
Análises	60	6
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 2		
F1	13,33	---
F2	10,00	---
nse	0,0861	---
F3	7,93	---
IQA-CCME	89	---

Para a vereda T2VC, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 85 considerado “bom” quando se utilizam valores de referência para águas doces Classe 1 e 89 para a Classe 2. Para esta vereda, ao adotar como referência os valores desta classe, a variável “coliformes termotolerantes” passa a ser desconsiderada nos cálculos de F3 e a afetar F1 e F2. A variável “oxigênio dissolvido” conta agora com apenas duas análises que não atingiram a meta estabelecida nesta classe.

As Tabelas 30, 31 e 32 apresentam os resultados laboratoriais encontrados com as amostras de água da vereda T2VP e o IQA-CCME desta, quando se consideram os valores limites para Classe 1 e 2, respectivamente.

Para a vereda T2VP, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 86 considerado “bom” quando se utilizam valores de referências para águas doces Classe 1 e 91 para Classe 2. Para esta vereda, ao adotar como referência os valores da Classe 2, a variável “coliformes totais” passa a ser desconsiderada nos cálculos de F3 e a afetar F1 e F2. A

variável “oxigênio dissolvido” conta com apenas uma análise que não atingiu a meta estabelecida nesta classe.

Tabela 30. Resultados das análises laboratoriais para amostras de água da vereda T2VP.

Variáveis	Data da amostragem			
	12-set-08	29-jan-09	4-jun-09	10-set-09
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Odor	VA	VA	VA	VA
Turbidez, UNT	4,0	2,0	<1,0	<1,0
Cor Aparente, mg Pt L ⁻¹	16,00	11,00	<1,00	5,00
pH a 25 °C, UpH	5,43	5,60	5,34	5,34
Ferro Solúvel, mg L ⁻¹ Fe	0,09	0,16	0,11	0,10
Cloretos, mg L ⁻¹ Cl	4,0	2,0	2,0	3,0
Sólidos Totais Dissolvidos, mg L ⁻¹	6,07	5,47	5,86	7,61
Oxigênio Dissolvido, mg L ⁻¹ O ₂	5,0	5,1	6,3	4,8
DBO ₅ ^{20°C} , mg L ⁻¹ O ₂	0,6	0,2	0,3	0,2
Nitritos, mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,004	<0,001	0,002	0,002
Nitratos, mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,5	<0,1	<0,1	<0,1
Sulfatos, mg L ⁻¹ SO ₄	1,0	1,0	1,0	6,0
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais, % IAE	ND	0,07	0,84	ND
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais, NMP / 100 mL	150	930	150	1100
Índice de Coliformes Termotolerantes, NMP / 100 mL	70	21	21	93

Tabela 31. Valor do IQA-CCME para vereda T2VP referente a Classe 1 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T2VP		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	3
Análises	60	8
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 1		
F1	20,00	---
F2	13,33	---
nse	0,0192	---
F3	1,88	---
IQA-CCME	86	---

Para a vereda T2VP, o valor do IQA-CCME encontrado foi de 86 considerado “bom” quando se utilizam valores de referências para águas doces Classe 1 e 91 para

Classe 2. Para esta vereda, ao adotar como referência os valores da Classe 2, a variável “coliformes totais” passa a ser desconsiderada nos cálculos de F3 e a afetar F1 e F2. A variável “oxigênio dissolvido” conta com apenas uma análise que não atingiu a meta estabelecida nesta classe.

Tabela 32. Valor do IQA-CCME para vereda T2VP referente a Classe 2 da Resolução 357/05 do Conama.

Variáveis e análises para Vereda T2VP		
	Total	Insatisfatórias
Variáveis	15	2
Análises	60	5
Cálculo do IQA-CCME / CLASSE 2		
F1	13,33	---
F2	8,33	---
nse	0,0078	---
F3	0,77	---
IQA-CCME	91	---

A Tabela 33 apresenta um resumo dos valores do IQA-CCME encontrado nos dois ternos das veredas estudadas. Observa-se que apenas as veredas T1VC e T2VL foram classificadas como “regular” ao considerar como referência os valores para Classe 1. Todas as demais veredas obtiveram classificação “bom”, tanto para valores referentes à Classe 1 quanto à Classe 2 para águas doces.

Tabela 33. Resumo dos valores encontrados para o IQA-CCME.

Veredas	T1		T2	
	Classe 1	Classe 2	Classe 1	Classe 2
VP	82 - bom	85 - bom	86 - bom	91 - bom
VL	81 - bom	82 - bom	77- regular	87 - bom
VC	72 - regular	81 - bom	85 - bom	89 - bom
Média	78	83	83	89
Desv. Pad.	5,5	2,4	4,9	2,0
CV (%)	7,1	3,0	5,9	2,2

A análise dos resultados encontrados para o T1 permite concluir que as principais variáveis que afetaram o índice de qualidade de água, quando se considera o número total de análises (12) por variável e parâmetros adotados pela Classe 1 são:

- a) cor aparente, 1 análise estava fora do estabelecido por norma;
- b) pH, 11 análises estavam fora do estabelecido por norma;

- c) ferro solúvel, 7 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- d) oxigênio dissolvido, 12 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- e) DBO, 2 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- f) coliformes totais, 2 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- g) coliformes termotolerantes, 1 análise estava fora do estabelecido por norma.

No T2 estes resultados não variam muito. As análises permitem concluir que as principais variáveis que afetaram o índice de qualidade de água, quando se considera o número total de análises (12) por variável são:

- a) pH, 12 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- b) ferro solúvel, 1 análise estava fora do estabelecido por norma;
- c) oxigênio dissolvido, 11 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- d) coliformes totais, 3 análises estavam fora do estabelecido por norma;
- e) coliformes termotolerantes, 2 análises estavam fora do estabelecido por norma.

De acordo com Von Sperling (2005), quando de origem natural a variável cor não representa risco direto à saúde. Ramos et al. (2006) estudando a qualidade das águas em veredas do Triângulo Mineiro concluíram que a cor foi a variável que mais afetou esta. De acordo com estes autores, a origem dos altos valores de cor por eles encontrados está associada principalmente com os altos teores de matéria orgânica na água, constatados pelos valores de oxigênio consumido (indicador indireto do teor de matéria orgânica na água), provenientes dos solos de natureza hidromórfica e aos teores de ferro.

Donadio et al. (2005) concluíram que nas nascentes com vegetação natural remanescente, na bacia hidrográfica do Córrego Rico/SP, com diferentes usos do solo, a qualidade da água mostrou-se melhor que nas nascentes com uso agrícola, sendo as variáveis cor, turbidez, alcalinidade e nitrogênio total as que mais explicaram essas diferenças. Este estudo, entretanto, mostrou que justamente na vereda considerada conservada (T1VC) a variável cor contribuiu para afetar o índice de qualidade da água. Como esta variável apresentou alto valor em apenas uma amostragem, realizada em 12-set-08 e, ainda se observa o menor valor de ferro solúvel, para esta data, das quatro amostragens realizadas, conclui-se que este valor deve ser desprezado. Para afirmações mais precisas, novas análises deverão ser feitas. Ao desprezar este resultado no cálculo do IQA-CCME e considerá-lo como dentro das metas, o valor do índice salta de 72 (regular) para 75 (regular).

A variável “pH” obteve 23 resultados de análises, de um total de 24, com valores abaixo do mínimo citado pela Resolução Conama nº 357/05. As alterações de pH podem ter origem natural (dissolução de rochas, fotossíntese) ou antropogênica (Brasil, 2006). Em águas de abastecimento, baixos valores de pH podem contribuir para sua corrosividade e agressividade, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações. Segundo Branco, citado por Bueno et al. (2005), a introdução de gás carbônico pelas águas de chuva, ar atmosférico, matéria orgânica do solo e, principalmente, matéria orgânica que é consumida e oxidada nas águas altera o pH em águas superficiais.

Ao estudarem a influência da drenagem em solos hidromórficos sobre os parâmetros da qualidade da água, Soares & Mendonça (2000) concluíram que ocorre grande interferência da turfa nestes, devido às suas características naturais, sobre os parâmetros pH, cor aparente e Fe total. Monteiro-da-Costa & Flauzino (2009) estudaram a qualidade da água na bacia superior do Córrego Galheiros, nos municípios de Monte Alegre de Minas e Uberlândia/MG e não encontraram evidências de lançamento de efluentes que alterem o pH na área, apesar de uma ligeira tendência à acidez. Ressalva-se que a acidez é característica dos solos das regiões do Cerrado, mas pode ser também resultado da decomposição de matéria orgânica nas veredas e açudes presentes na área, uma vez que o pH apresenta-se mais baixo (ácido) próximo às nascentes. Para Pelli (2001), córrego que tem sua nascente em uma vereda possui as águas sempre ácidas. Guimarães et al. (2002) ao estudarem a estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia não puderam determinar, devido à pequena diferença entre pH e bases trocáveis entre as vertentes antropizada e preservada, variações quanto às características químicas dos solos nos dois ambientes.

Portanto, os valores baixos de pH encontrados para as águas nas veredas, em ambos os ternos, para o período analisado reflete as condições naturais do “Subsistema Vereda”. A presença de solo hidromórfico rico em matéria orgânica e a oxidação desta na água contribuem para a acidificação desta, além das condições edáficas típicas do bioma Cerrado.

A variável “ferro solúvel” foi determinante no valor do IQA-CCME para as veredas do T1, pois afetou negativamente 7 das 12 análises realizadas. No T2 apenas 1 em 12 análises foi afetada negativamente pela concentração desta variável. Soares & Mendonça (2000) alertam que esta variável pode vir a causar complicações na cor da água,

levando a colorações avermelhada, desta maneira o uso doméstico, assim como o uso industrial ficam prejudicados, ou seja, causa manchas em roupas ou em produtos industrializados, sabor metálico e pode ser tóxico em doses elevadas. Ramos et al. (2006) estudando veredas no Triângulo Mineiro afirmaram que o ferro encontra-se em quantidades expressivas nestas águas.

Em relação à sazonalidade não é possível afirmar sua influência, neste estudo, para a concentração de ferro solúvel na água. No T1 o maior valor observado ocorreu no fim de janeiro de 2008, para as veredas T1VL e T1VC e no início de junho de 2009 para T1VP. Já para as veredas de T2, onde não foram observadas, visualmente, marcas evidentes da presença desta variável, os picos ocorreram sistematicamente no fim de janeiro de 2009. Pelli (2001), ao estudar ambientes lóticos (de água corrente) para avaliação da qualidade da água, concluiu que as concentrações de ferro total dissolvido na água não apontavam diferenças marcantes entre as estações de amostragem, ou seja, a ordem de grandeza das concentrações de ferro total é a mesma para as duas estações.

A variável “oxigênio dissolvido” também apresentou resultado de 23 análises, de um total de 24, com valores abaixo do mínimo determinado pela Resolução Conama nº 357/05. De acordo com Von Sperling (2007), o oxigênio dissolvido tem origem natural do oxigênio atmosférico e é de essencial importância aos organismos aeróbios. Segundo Brasil (2005b), águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido, elevadas, chegando até um pouco abaixo da concentração de saturação.

Embora no presente trabalho se tenha encontrado baixos valores para a concentração do oxigênio dissolvido, não há indicações de que a origem deste fato seja a introdução da poluição antropogênica, visto que as variáveis “DBO” e as análises bacteriológicas não acompanham as indicações determinadas por esta variável. Estes valores estão relacionados ao fato das águas em veredas extravasarem do lençol freático sendo, portanto de origem subterrânea.

De acordo com Feitosa & Manoel Filho (1997), a qualidade da água subterrânea, em geral, não apresenta maiores problemas de contaminação física ou biológica. Possuem concentrações de oxigênio dissolvido entre 0 mg L⁻¹ a 5 mg L⁻¹. Chaves et al. (2007) ao realizarem o diagnóstico das águas subterrâneas no município de São Luiz Gonzaga/RS, encontraram poços com média de 4,18 mg L⁻¹ a 5,30 mg L⁻¹.

Marion et al. (2007) ao estudarem a qualidade de água subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria-RS, encontraram média de 4,94 mg L⁻¹ e ainda ressaltam que esse parâmetro não é estipulado pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde.

Pinto et al. (2009) afirmam que a facilidade de obtenção das mensurações das concentrações de oxigênio dissolvido, no campo, seu baixo custo e eficiência demonstram sua viabilidade para enquadramento nas classes de limitações de uso dos corpos hídricos lóticos da Resolução Conama nº 357/05. Entretanto, sendo a baixa concentração de oxigênio dissolvido uma característica inerente às águas de veredas, esta variável tem sua eficiência questionável para compor um índice indicativo da qualidade da água. Ao suprimir completamente esta variável do IQA-CCME obtém-se os novos valores deste para as veredas do T1 e T2, conforme a Tabela 34. Os novos índices qualificam como “bom” a água em todas as veredas, tanto para valores de referência a Classe 1 quanto a Classe 2 da Resolução Conama nº 357/05.

Tabela 34. Resumo dos valores encontrados para o IQA-CCME ao desconsiderar a variável “oxigênio dissolvido”.

Veredas	T1		T2	
	Classe 1	Classe 2	Classe 1	Classe 2
VP	86 - bom	90 - bom	90 - bom	94 - bom
VL	86 - bom	88 - bom	81 - bom	90 - bom
VC	82 - bom	88 - bom	90 - bom	94 - bom
Média	85	89	87	93
Desv. Pad.	2,0	1,4	5,3	2,3
CV (%)	2,3	1,5	6,1	2,5

A variável “DBO” conta com 2 análises (T1VL e T1VP) em 12, fora do estabelecido por norma, quando se utilizam como referencia os valores da Classe 1 da Resolução Conama 357/05. Em referência à Classe 2 todas as análises de DBO atendem à meta. De acordo com Lima et al. (2006), a DBO sempre foi caracterizada como um dos principais parâmetros para se saber a qualidade de uma água. É definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbicas, ou seja, avalia a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) em mg L⁻¹ de O₂, que será consumido pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica.

As indicações de matéria orgânica biodegradável nas veredas T1VL e T1VP estão coerentes, pois nestas, além da atividade agrícola de T1VL, estavam sendo

desenvolvidas atividade de pecuária no período de entressafra. Os animais não se limitavam ao entorno das veredas, indo buscar a água e sombra dentro destas, como foi presenciado em diversas ocasiões.

Os exames bacteriológicos “coliformes totais” e “coliformes termotolerantes” apresentaram comportamento oposto ao da variável “DBO”. Curiosamente, onde foram detectados valores acima do permitido para esta variável nada foi detectado nos exames bacteriológicos. Um total de oito análises em 48 estiveram acima do permitido pela Resolução Conama nº 358/05.

Bonnet et al. (2008), estudando as relações entre qualidade da água e usos do solo em Goiás, verificaram que os parâmetros de qualidade da água avaliados eram afetados, em parte devido à matéria orgânica de origem fecal oriunda do aporte de sedimentos, intensificados durante as chuvas associadas ao início e fim da estação chuvosa. Neste estudo, pode-se observar que não houve análise bacteriológica reprovada no mês de junho de 2009. Entretanto, para confirmar esta sazonalidade são necessários mais estudos orientados para este fim.

As demais variáveis estudadas (constam nos Anexos de A a F) não afetaram e ou não impuseram restrições à qualidade da água das veredas. O índice IQA-CCME mostrou-se eficiente para caracterização da qualidade das águas em veredas. Caso fosse aplicado apenas os parâmetros indicados na Resolução nº 357/05 do Conama, as veredas seriam denominadas como sendo de Classe 3 ou Classe 4 (Tabela 35).

Tabela 35. Classificação da qualidade da água de acordo com a Resolução nº 357/05 do Conama e parâmetro mais restritivo para veredas estudadas.

Vereda	T1		T2	
	Classe	Restrição	Classe	Restrição
VP	4	OD	3	OD
VL	4	OD	3	OD
VC	4	Cor	4	OD

De acordo com Marques et al. (2007b), o IQA-CCME apresentou coerência nos valores quando comparado com os índices nacionais de qualidade de água já “consagrados”, tais como o IQA-CETESB e o IGQA-Sabesp. Os autores afirmam que se trata de um índice versátil, pois permite a mudança das variáveis, de acordo com o tipo de água avaliada.

Almeida & Lima (2008) afirmaram que por ser um método não específico e estar fundamentado nas diretrizes de qualidade, o método CCME mostrou-se mais eficiente para avaliar a qualidade de águas superficiais, pois permite a inclusão de todos os parâmetros de qualidade necessários e ou disponíveis para determinar a qualidade da água. Afirmam também que este método pode ser utilizado para calcular IQA para diferentes usos como abastecimento, comunidade aquática, recreação, irrigação e dessedentação.

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente estudo permitem concluir:

- a variação sazonal, no período observado, para o lençol freático apresentou comportamento similar, de modo geral, para as veredas estudadas. Esta variação é mais representativa em poços de observação situados nas extremidades do transecto da vereda.
- A “vereda de cordão linear”, antropizada com pastagens (T2VP), apresentou maior variação do lençol freático devido, provavelmente, à menor infiltração de água no solo, no seu entorno, em virtude da existência de pastagens bastante degradadas.
- Em veredas com declividades mais acentuadas, a linha piezométrica tende a ficar acima do solo, em sua parte central, promovendo uma exudação contínua, mantendo o solo saturado.
- As menores vazões, para o período estudado, são observadas nos meses de agosto a setembro para as veredas do Terno 1 e de setembro a novembro para as do Terno 2. As maiores vazões ocorrem entre os meses de março e junho.
- As maiores variações de vazão no período observado ocorreram no T1. A brusca variação da vazão encontra-se relacionada, entre outros fatores, com a topografia do terreno e o uso do antrópico de seu entorno.
- A pouca variação sazonal da vazão das veredas indica estado de conservação em melhores condições.
- Existe elevada correlação sazonal positiva entre os níveis do lençol, observados nos extremos do transecto da vereda e a sua vazão correspondente.
- O índice IQA-CCME para as veredas apresentou valor “regular” para T1VC e T2VL e “bom” para as demais, ao considerar as quinze variáveis com valores de referência definidos pela Classe 1 da Resolução Conama nº 357/05.
- As variáveis “pH”, “ferro solúvel” e “oxigênio dissolvido” foram as mais restritivas na determinação do IQA-CCME para as veredas do T1. Em T2 foram mais restritivas as variáveis pH e oxigênio dissolvido.

- Não se observou o efeito da sazonalidade sobre o valor do IQA-CCME.
- O “oxigênio dissolvido” não é uma variável eficiente para determinar a qualidade de águas em veredas, visto que a água aflora de meios subterrâneos, que naturalmente possuem baixas concentrações de oxigênio dissolvido.
- Eliminando a variável “oxigênio dissolvido” o IQA-CCME indica como “boa” a qualidade da água em todas as veredas estudadas, evidenciando a eficiência e versatilidade deste índice.
- Caso fosse adotado apenas os valores de referência da Resolução Conama nº 357/05, as veredas seriam pertencentes à Classe 3 e 4, o que não corresponde às definições desta resolução para estes corpos de água, pois as veredas apresentam água de boa qualidade e com diversas aplicações além das previstas nestas classes.

6 REFERÊNCIAS

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Saúde Pública**, São Paulo, Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública, v. 32, n. 2, p. 531-537, abr., 1998.

ALMEIDA, A. A. de; LIMA, G. Estudo comparativo entre os métodos IQANSF e IQACCME na análise da qualidade da água do Rio Cuiabá. In: FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA, 4., 2008, Estância Turística de Tupã/SP. **Anais eletrônico...** Estância Turística de Tupã/SP: 2008. Disponível em: <<http://www.amigosdanatureza.org.br/noticias/396/trabalhos/461.A-RH-01.pdf>>. Acesso em: 29 mai. 2010.

ALMEIDA, R. M. A. A. de; HUSSAR, G. J.; PERES, M. R.; FERRIANI JUNIOR, A. L. Qualidade microbiológica do córrego “Ribeirão dos Porcos” no município de Espírito Santo do Pinhal - SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 1, n. 1, p. 51-56, jan./dez., 2004.

ALVES, H. Q.; ROSSETE, A. N. Áreas de uso e de conflito em APP na microbacia hidrgráfica do Córrego Murtinho, Nova Xavantina – MT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. Anais eletrônicos... Florianópolis: 2007. p. 3701-3708. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.15.13.06.55/doc/3701-3708.pdf>>. Acesso em: 29 mai. 2010.

AMARAL, A. F. **Caracterização fenológica e aspectos do solo em áreas queimada e desbastada de uma vereda em Uberlândia, MG**. 2002. 35 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais)-Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2002.

AMARAL, L. A. do; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O. D.; FERREIRA, L. A.; BARROS, L. S. S. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Saúde Pública**, Jaboticabal, v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003.

ANDRADE, N. L. R. de; SANCHES, L.; PINTO JÚNIOR, O. B.; DIAS, C. A. A.; NOGUEIRA, J. de S. Determinação de fósforo e nitrogênio no lençol freático em áreas de floresta de transição, floresta de manejo e pastagem no Norte de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORTE E CENTRO OESTE, 1., 2007, Cuiabá. **Anais eletrônicos...** Cuiabá: 2007. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/novo/i_simp_rec_hidric_norte_centro_oeste61.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2010.

ARAÚJO, F. M. de; FERREIRA JUNIOR, L. G.; SANO, E. E. Proporção de cobertura vegetal antrópica no bioma Cerrado conforme diferentes níveis de Ottobacia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: 2009, p. 2277-2283. Disponível em:

<<http://mar.te.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.21.38.50/doc/2277-283.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A. A. A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica** [online], São Paulo, v. 25, n. 4, p. 475-493, 2002.

AZEVEDO NETTO; ALVAREZ, G. **Manual de Hidráulica**. 7. ed., v. 1, São Paulo, 1982.

AZEVEDO, R. P. Uso de água subterrânea em sistema de abastecimento público de comunidades na várzea da Amazônia central. **Acta Amazônica**, [s.l], Manaus, v. 36, n.3, p. 313-320, 2006.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez., 2005.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; NASCIMENTO, L. E.; CARVALHO, G. R.M.; SILVA, C. V. Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: 2000. Disponível em: <<http://www.ingenieroambiental.com/2info/coliformes.pdf>>. Acesso em: 10 de mai. 2008.

BOAVENTURA, R. S. **Vereda berço das águas**. Belo Horizonte: Ecodinâmica, 2007. 264 p.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 311-322, 2008.

BRASIL. Agência Nacional de Águas - ANA. **A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2002. 64 p. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/acoesadministrativas/cdoc/Catalogo/2002/AEvolucaoDaGestaodosRecursosHidricosnoBrasil.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. 207 p.

BRASIL. Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria N.º 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.**

Brasília: Brasil, 2004. Disponível em:

<http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518.pdf>. Acesso em: 30 mai. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução do N.º 357, de 17 de março de 2005/03/05. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Brasília: Brasil, 2005a. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas - ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil.** Brasília: TDA Desenho & Arte Ltda, 2005b. 172 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas - ANA. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e, Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil.** Brasília; ANA, 2007. 124 p.

BRITO, L. T. de; SRINIVASAN, V. S.; SILVA, A. de S. GHEYI, C. de O. G.; HERMES, L.C. Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Salitre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 596-602, 2005.

BROTTO, M. E.; MENGOD M. O. A.; OLIVEIRA, R. C.; SILVA L. C. M. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Meio, Bacia do Mogiguaçu, Socorro/SP. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu – MG. **Anais...** Caxambu: 2007.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do horto Ouro Verde - Conchal - SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, set./dez. 2005.

CALHEIROS, R. de O., (coord.). **Preservação e recuperação de nascentes de água e de vida.** 2. ed. São Paulo: SMA, 2006.

CAMARGO FILHO, M; FREITAS, A. R.; SILVA, S. C. F.; SOUZA, E. L.; TRATZ, E. B. Hidrometria aplicada: medição de vazão da seção 2 do rio Cascavel, Guarapuava (PR). **Ambiência**, Gurapuava, v. 5, n. 2, p.333-342, mai.-ago. 2009.

CARVALHO, P. G. S. As veredas e sua importância no domínio dos Cerrados. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 168, p. 47-54, 1991.

CARVALHO, T. M. de; FERREIRA, M. E.; BAYER, M. Análise integrada do uso da terra e geomorfologia do bioma Cerrado: um estudo de caso para Goiás. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 1, n. 1, p. 62-72, mai./ago., 2008.

CARVALHO, T. M. de. Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 1, n.1, p. 73-85, mai./ago. 2008.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

CHAVES, A. de; SILVA, J. L. S. da; SANTOS, E. F. DOS. Diagnóstico das águas subterrâneas no Município de São Luiz Gonzaga/RS. ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 15; SIMPÓSIO DE HIDROGEOLOGIA DO SUL-SUDESTE, 1., 2007, Gramado. **Anais eletrônicos...** Gramado: 2007. Disponível em: <http://jararaca.ufsm.br/websites/labhidro/download/ABAS_2007/adilson.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2010.

COLUNA, M. N. E.; DIAS, H. C. T.; PINHEIRO, J. A. C. Análise temporal e espacial da qualidade da água na bacia hidrográfica do Zerede, Timóteo-MG. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté, p. 207-214, 07-09 nov., 2007.

COPETTI, A. C. C.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; GONÇALVES, C. S.; JOEL, F.; MALLMANN, K.; TIECHER, T. Concentrações de sedimento e de fósforo num curso de água afetadas pela pressão antrópica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Anais...** Gramado: 2007.

CORADI, P. C; PEREIRA, R. O.; FIA, R.; MATOS, A. T. de. Qualidade da água superficial da bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Ciências Ambientais**, Canoas, v. 3, n. 1, p. 53-64, 2009.

COSTA, C. P. M.; ELOI, W. M.; CARVALHO, C. M.; VALNIR JÚNIOR, M.; SILVA, M. A. N. Caracterização qualitativa da água de irrigação na cultura da videira no município de Brejo Santo, Ceará. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. [s.l], v.5, n.2, 2005.

COSTA, F. M.; BACELLAR, L. de A. P.; SILVA, E. F. Vertedores portáteis em microbacias de drenagem. **Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 60, n. 2, p. 213-218, abr./jun. 2007.

CPRM/SUREG/BH - Agência Técnica da Bacia do Rio Doce. **Características dos principais parâmetros para a determinação da qualidade da água**. Disponível em: <<http://www.fcth.br/public/cursos/phd5028/Zoneamento%20das%20Aguas/tema12.pdf>>. Acesso em: 20 de mai. de 2008.

CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R. S., AMORIM, R. A. de. **Regionalização de parâmetros de qualidade das águas subterrâneas para irrigação no estado de Sergipe**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2008. 58 p.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p.115-125, jan./abr. 2005.

FARIAS, M. S. S. de. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. 2006. 152 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. (coords.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. 412 p.

FERREIRA, C. M. A. importância da água e sua utilização em ranários comerciais. **Panorama da Aqüicultura**, Laranjeiras, v. 13, n. 79, p. 15-17, 2003.

FERREIRA, I. M. Cerrado: classificação geomorfológica de vereda. In: SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO, 9., SIMPÓSIO INTERNACIONAL SAVANAS TROPICAIS, 2., 2008, Brasília. **Anais eletrônicos...** Brasília: 2008. Disponível em: <www.cpac.embrapa.br/download/649/t>. Acesso em: 30 mai. 2010.

FERREIRA, N. C. **Aplicação de Índices de Qualidade de Água (IQA) como apoio à carcinicultura marinha**. 2009. 61f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura)-Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2009.

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: 2004.

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: 2007.

FRAVET, A. M. M. F.; CRUZ, R. L. Qualidade da água utilizada para irrigação de hortaliças na região de Botucatu-SP. **Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 144-155, abr./jun. 2007.

GEBLER, L. **Redução de riscos de impacto ambiental na produção integrada de maçãs**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2002. 8 p.

GOIÁS. Secretaria de Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado de Goiás - SEAGRO. **Mapa interativo**. Secretaria de Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Estado de Goiás – SEAGRO, 2010. Disponível em: <<https://intra2.seagro.go.gov.br/geonet/mapa/index.php?mapa=goias.php>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

GOLOMBIESKI, J. I.; MARCHEZAN, E.; MONTI, M. B.; STORCK, L.; CAMARGO, E. R.; SANTOS, F. M. Qualidade da água no consórcio de peixes com arroz irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1263-1268, nov./dez. 2005.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; KIST, S. L.; PELEGRINI, J. B.; GASPARETTO, A. Qualidade de água em propriedades rurais da microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Nova Boêmia - Agudo - RS. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/XIV_Reuni%e3o_Brasileira_Cuiab%e1/21.pdf>. Acesso em: 5 de mai. 2008.

GUIMARÃES, A. J. M.; ARAÚJO, G. M. de.; CORREA, G. F. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. **Acta Botanica Brasilica** [online], São Paulo, v. 16, n. 3, p. 317-329, 2002.

HAAS, M. B.; VERDUM, R. **Definição de parâmetros para a proteção de nascentes**. UFRGS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010. Disponível em: <http://egal2009.easyplanners.info/area07/7531_Haas_Marcelo_Batista.pdf>. Acesso em: 27 mai. 2010.

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

JUNQUEIRA JÚNIOR, J. A.; MELLO, C. R. de; SILVA, A. M. da; PINTO, D. B. F. Comportamento hidrológico de duas nascentes associadas ao uso do solo numa sub-bacia hidrográfica de cabeceira. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORTE E CENTRO-OESTE, 1., 2007, Cuiabá. **Anais eletrônicos...** Cuiabá: 2007. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/novo/i_simp_rec_hidric_norte_centro_oeste39.pdf>. Acesso em: 30 mai. 2010.

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade da água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Castelo, v. 10, n. 3, p. 219-228, jul./set., 2005.

LIMA, A. J. B.; COSTA, G. R. L. X.; SOARES, L. P. C. Avaliação do índice de qualidade da água (IQA) nos reservatórios com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de metros cúbicos, monitorados pelo IGARN na bacia hidrográfica Apodí-mossoró/RN nos anos de 2005 e 2006. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007b. **Anais...** Caxambu: 2007b.

LIMA, L. S.; IZARIO FILHO, H. J.; CHAVES, F. J. M. Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores $\leq 5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$. **Analytica**, São Paulo, n. 25, p. 52-57, out./nov. 2006.

LIMA, M. A. da S. **Águas acumuladas em açudes e barragens na região de Santa Maria e flutuações em seus atributos físico químicos**. 2005. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

LIMA, R. C.; HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA, L. S.; FRANCO, R. M. A. Parâmetros químicos de qualidade de água para a irrigação do Córrego do Boi, Aparecida D'Oeste, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36, Bonito - MS. **Anais**, Bonito, 2007a.

LOPES, F. W. de A.; DUTRA, G. C.; PEREIRA, J. A. A.; CARVALHO, L. M. T. de. Avaliação da influência de áreas de solo exposto sobre a qualidade das águas do Ribeirão de Carrancas-MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: INPE, 2007.

MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafios. **Ambiente & Sociedade** [online], São Paulo, v. 6, n. 2, p. 121-136, 2003.

MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. de S.; CASTRO, A. A. J. F.; NOGUEIRA, C. de C.; RAMOS NETO, M. B. Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE O CERRADO, 9; SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE SAVANAS TROPICAIS, 2., 2008, Brasília. **Anais eletrônicos...** Brasília-DF: 2008.

MAFFIA, V. P.; DIAS, H. C. T.; GAMBÁS, O. S.; CARVALHO, A. P. V. Monitoramento da precipitação e vazão em uma microbacia com plantio de Eucalipto no Município de Francisco Dumont, MG. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, SERVIÇOS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE, 2., 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2009, p. 141-148. CD-ROM. Disponível em: <<http://www.ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p91.pdf>>. Acesso em: 28 mai. 2010.

MALTCHIK, L.; BERTOLUCI, V. D. M.; ERBA, D. A. Inventário das áreas úmidas do Município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas Botânicas**, São Leopoldo, n. 53, p. 79-88, 2003.

MARION, F. A.; CAPOANE, V.; SILVA, J. L. S. da. Avaliação da qualidade da água subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 97-109, 2007.

MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F.; BELTRAME FILHO, O. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova** [online], São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007a

MARQUES, M. N.; DAUDE, L. F.; SOUZA, R. M. G. L de; COTRIM, M. E. B.; PIRES, M. A. F. Avaliação de um índice dinâmico de qualidade de água para abastecimento: um estudo de caso. **Exacta**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 47-55, jan./jun. 2007b.

MOLINA, P. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; VANZELA, L. S. Índice de qualidade de água na microbacia degradada do Córrego Água da Bomba – Município de Regente Feijó – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16, 2006, Goiânia. **Anais...** Goiânia: 2006.

MONTEIRO-da-COSTA, P. S.; FLAUZINO, F. S. Qualidade da água na porção superior da bacia do Córrego Galheiros em Xapetubas, Municípios de Monte Alegre de Minas e Uberlândia, MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13., 2009, Viçosa. **Anais eletrônicos...** Viçosa: UFV, 2009. Disponível em: <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo3/077.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2010.

MORAES, D. S. de L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Saúde Pública**, Jaboticabal, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.

MORAIS, E. R. C.; MAIA, C. E.; OLIVEIRA, M. Qualidade da Água para Irrigação em Amostras Analíticas do Banco de Dados do Departamento de Solos e Geologia da Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Mossoró-RN. **Caatinga**, Mossoró-RN, v.11, n.1/2, p.75-83, dez., 1998.

NACARATTI, M. A. Os cenários de mudanças climáticas como novo condicionante para a gestão urbana: as perspectivas para a população da Cidade do Rio de Janeiro. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS POPULACIONAIS, 16., 2008, Caxambu. **Anais eletrônicos...** Caxambu: 2008. Disponível em: <www.abep.nepo.unicamp.br/encontro2008/.../ABEP2008_1024.pdf>. Acesso em: 28 mai. 2010.

NAIME, R.; FAGUNDES, R. S. Controle da Qualidade da Água do Arroio Portão, Portão - RS. **Pesquisas em Geociências**. Porto Alegre, v.32, n.1, p.27-35, 2005.

OKAMOTO, M. H.; SAMPAIO, L. A; MAÇADA, A. P. Efeito da temperatura sobre o crescimento e a sobrevivência de juvenis da tainha *Mugil platanus* GÜNTHER, 1880. **Atlântica**, Rio Grande, n. 28, p. 61-66, 2006.

OLIVEIRA, I. P. de O.; COSTA, K. A. de P.; SANTOS, K. J. G. dos; MOREIRA, F. P. Considerações sobre a acidez dos solos de cerrado. **Faculdade Montes Belos**, São Luís de Montes Belos, v. 1, n. 1, p. 01-12, ago. 2005.

OLIVEIRA, N. L. de S. de; FERREIRA, I. M. Análise ambiental das veredas do Chapadão de Catalão (GO). In: EREGEO SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOGRAFIA, 10., 2007, Catalão. **Anais eletrônicos...** Catalão: UFG, 2007.

PAIVA, L. C.; SOUZA, A. O. de. Avaliação de alguns parâmetros físico-químicos da água do Rio Riachão no Município de Caatiba - BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 6, n. 9, 2010.

PARANHOS FILHO, A. C.; CARNELLOSI, C. F.; FERREIRA, J. H. D.; PRATES, K. V. M. C.; STREILLING, S. de S. Análise do impacto da ação antrópica sobre uma nascente do rio Água Grande (Ubiratã – PR.) através de imagem de satélite Cbers. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 12., 2005 Goiânia. **Anais eletrônicos...** Goiânia: 2005. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2005/02.12.16.31/doc/capa.htm>>. Acesso em: 27 mai. 2010.

PAZ, V. P. da S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, set./dez., 2000.

PELLI, A. **Proposta de índice para avaliação da qualidade de água em ambientes lóticos: estudo de aplicação no Córrego Gameleira (Uberaba, MG)**. 2001. 116 f. Tese (Doutorado em Aqüicultura - Área de concentração em Biologia de Organismos Aquáticos)-Centro de Aqüicultura da UNESP, Jaboticabal, 2001.

PEREIRA, S. de J.; MUNIZ, G. I. B. de; KAMINSKI, M.; KLOCK, U.; NISGOSKI, S.; FABROWSKI, F. J. Celulose de buriti (*Mauritia vinifera* Martius). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 63, p. 202-213, jun. 2003.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente - CPRH. **Índice e indicadores de qualidade da água – revisão da literatura**. CPRH, Recife, PE. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume2.pdf>>. Acesso: 28 mai. 2010.

PERNAMBUCO. Agência Estadual de Meio Ambiente - CPRH. **Medição de vazão de efluentes líquidos - escoamento livre**. CPRH, Recife, PE, 2004. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/normas-cprh-2004.pdf>>. Acesso em: 29 mai. 2010.

PINTO, A. L.; OLIVEIRA, G. H. de; PEREIRA, G. A. Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da Bacia do Córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL, 2. (SERHIDRO), 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2009. p. 73-80. CD-ROM. Disponível em: <<http://www.ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p61.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

PRIANTI JUNIOR, N. G.; CARMO, F. H.; MENDES, C. G. N.; LACAVA, P. M. Remoção e Controle de Ferro e Manganês em Águas para Consumo Humano. Disponível em: <<http://www.semasa.sp.gov.br/admin/biblioteca/docs/pdf/35Assemae032.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2008.

RAMOS, G. J. A.; DIAS, H. C. T.; MAFFIA, V. P.; SILVA, W. A. de S. e. Monitoramento do nível do lençol freático do Rio Gualaxo do Norte, Mariana, MG. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, SERVIÇOS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE, 2., 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2009, p. 633-640. CD-ROM. Disponível em: <<http://www.ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p92.pdf>>. Acesso: 28 mai. 2010.

RAMOS, M. V. V. Solos: Caracterização, gradiente edáfico e uso no Triângulo Mineiro. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2005, Caxambu. **Resumos...** Caxambu: 2005. Disponível em: <http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos_professores/Conferidos/PDF/Marcus.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2010.

RAMOS, M. V. V.; CURI, N.; MOTTA, P. E. F. da; VITORINO, A. C. T.; FERREIRA, M. M.; SILVA, M. L. N. Veredas do Triângulo Mineiro: solos, água e uso. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 2, p. 283-293, mar./abr., 2006.

ROCHA, C. M. B. M.; RODRIGUES, L. S.; OLIVIERA, P. R.; SILVA, I. J.; JESUS, E. F. M.; ROLIM, E. G. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 9, p. 1967-1978, set., 2006.

ROCHA, R. R. de A.; MARTIN, E. S. Análise preliminar do estado ambiental d Córrego Água da Lavadeira, Rancharia-SP: análise física e química da água. **Associação dos Geógrafos Brasileiros**, Três Lagoas, v. 2, n. 2, set., 2005.

RODRIGUES, A. P. (coord.). **Caracterização do Meio Físico, dos Recursos Minerais e Hídricos do Município de Aparecida de Goiânia**. Goiânia: Superintendência de Geologia e Mineração, 2005. 106 p.

ROLOFF, T. A. Efeitos da não aplicação do controle de qualidade da água nas indústrias alimentícias. **Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 1, n. 1, 2006.

ROSA, R. da S.; MESSIAS, R. A.; AMBROZINI, B.; REZENDE, M. O. de O. (Coord.). **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável**. Instituto de Química de São Carlos - USP. Disponível em: <<http://www.iqsc.usp.br/iqsc/servidores/docentes/pessoal/mrezende/arquivos/EDUC-AMB-Ciclos-Biogeoquimicos.pdf>>. Acesso em: 20 mai. 2008.

SAFFRAN, K.; CASH, K.; HALLARD, K. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME water quality index 1.0 user's manual**. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001. Disponível em: <http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_usermanualfctst_e.pdf>. Acesso em: 30 mai. 2010.

SANTANA, M. J.; CARVALHO, J. A.; SOUZA, K. J.; SOUSA, A. M. G.; VASCONCELOS, C. L.; ANDRADE, L. A. B. Efeitos da salinidade da água de irrigação na brotação e Desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar (*Saccharum spp*) e em Solos com diferentes níveis texturais. **Ciência Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 5, p.1470-1476, set./out., 2007.

SANTOS, E. S. **Análises físico-químicas de águas e de solos**. Pinhais: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008. Disponível em: <www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/portals/pde/arquivos/1701-6.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2010.

SANTOS, E. V.; FERREIRA, I. M.; MARTINS, R. A. Conhecendo o subsistema vereda: um ambiente integrante do mosaico fitofisionômico do bioma Cerrado. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOGRAFIA, 11., 2009, Jataí. **Anais eletrônicos...** Jataí: UFG, 2009. Disponível em: <www.eregeo.agbjatai.org/anais/textos/31.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2010.

SANTOS, T. E. B.; FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; CALDAS, R. R.. Avaliação da Qualidade Física da Água para fins de Irrigação no Córrego do Ipê, Ilha Solteira-SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36, Bonito – MS. **Anais**, Bonito, 2007.

SARAIVA, N.; SAWYER, D. Análise do potencial econômico e socioambiental do artesanato do buriti em comunidades tradicionais nos Lençóis Maranhenses. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 7., 2007, Fortaleza. **Anais eletrônicos...** Fortaleza: 2007. Disponível em: <http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vii_en/mesa2/trabalhos/analise_do_potencial_economico.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2010.

SAVOY, V. L. T.; PRISCO, R.,C.,B.; ALMEIDA, S. D. B. Determinação da dureza da água de regiões agrícolas do Estado de São Paulo. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.71, n.3, p.387-389, jul./set., 2004.

SILVA, A. R. da; SANTOS, L. C. A. dos. Avaliação fitogeográfica em sub-bacia hidrográfica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13., 2009, Viçosa. **Anais eletrônicos...** Viçosa: UFV, 2009. Disponível em: <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo3/002.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2010.

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 Agroecologia**, Cruz Alta, v. 2, n. 1, p. 599-603, fev., 2007.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68 p.

SOARES, J. de C. A.; MENDONÇA, A. S. F. M. Estudo da influência da drenagem de solos turfosos sobre parâmetros de qualidade de água. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES/RS, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/caliagua/v-022.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2010.

SONODA, K. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **O bioma Cerrado e a importância do monitoramento biológico das águas**. Planaltina/DF: Embrapa Cerrados, 2010. Disponível em: <<http://www.grupocultivar.com.br/artigos/artigo.asp?id=879>>. Acesso em: 29 mai. 2010.

SOUSA, R. F. de. **Atributos químicos e textura do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado**. 2009. 71 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

SOUZA, M. E. T. A. de. **Proposição de um índice de qualidade da água bruta afluenta a estações convencionais de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008. 117 p.

SOUZA, P. B. de.; SAPORETTI JUNIOR, A. S.; SOARES, M. P.; VIANA, R. H. O.; CAMARGOS, V. L. de C.; MEIRA NETO, J. A. A. Florística de uma área de cerradão na floresta Nacional de Paraopeba - MG. **Cerne**, Lavras, v. 16, n. 1, p. 86-93, jan./mar. 2010.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos. **Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar**, São Manoel, 2006. Disponível em: <<http://www.fmr.edu.br/npi/003.pdf>>. Acesso em: 01 jun. 2010.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade de Água em Microbacia sob uso Agrícola e Urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar., 2002.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos. **O Futuro dos Recursos**. Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos, v.1, out., 2003.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de nascentes**: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2005. 210p.

VARGAS, M. C. O gerenciamento integrado dos recursos hídricos como problema socioambiental. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, n. 5, p. 109-134, ago.-dez., 1999.

VILAR, M. B.; BARBOSA, V. H. B.; BRAGA, C. S.; DIAS, H. C. T.; CARVALHO, A. P. V. Caracterização de nascentes pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Turvo Limpo, MG. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, SERVIÇOS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE, 2., 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2009, p. 181-188. CD-ROM. Disponível em: <<http://www.ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p49.pdf>>. Acesso em 29 mai. 2010.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 588 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

ZUFFO, A. C.; GENOVEZ, A. M. Método multicriterial utilizado como indicador da qualidade de água. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 22., 2006, Ciudad de Guavana. **Anais eletrônicos...** Ciudad de Guavana: 2006. Disponível em: <www.artigocientifico.com.br/uploads/artc_1172606439_41.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2010.

ANEXOS

Anexo A. Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T1VL.

Boletim de análise de água <i>in natura</i> - vereda T1VL						
Variáveis	Unidade	Datas das amostragens				
		5-set-08	23-jan-09	5-jun-09	10-set-09	
Dados ambientais						
Temperatura Ambiente	°C	---	---	---	---	
Temperatura Água	°C	29	23,1	24	30	
Chuva nas últimas 24 horas	---	não	sim	não	Sim	
Análises físico-químicas						
Aspecto	---	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido	
Depósito	---	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	
Odor	---	VA	VA	VA	VA	
Turbidez	UNT	2,00	<1,00	<1,00	<1,00	
Cor Aparente	mg Pt L ⁻¹	9,00	6,00	13,00	4,00	
pH a 25 °C	UpH	5,08	5,41	5,46	5,51	
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	8,00	9,00	18,00	20,00	
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	8,00	9,00	18,00	20,00	
Alcalinidade de Carbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	
Alcalinidade de Hidróxidos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	
Ferro Solúvel	mg L ⁻¹ Fe	0,27	0,55	0,30	0,40	
Dureza Total	mg L ⁻¹	4,00	4,00	7,00	11,00	
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl	10,00	1,00	3,00	2,00	
Matéria Orgânica	mg L ⁻¹ O ₂	0,90	0,80	0,90	0,70	
Gás Carbônico	mg L ⁻¹ CO ₂	162,40	72,73	145,47	128,39	
Sílica	mg L ⁻¹	2,22	0,327	0,728	0,562	
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	
Condutividade Elétrica a 25 °C	mg L ⁻¹	7,95	7,64	7,82	7,41	
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	8,78	7,98	8,21	11,65	
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹	1,00	<1,00	9,00	1,00	
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹	<0,10	<1,00	<0,10	<0,10	
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	8,00	VA	VA	VA	
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	3,80	3,30	4,50	2,90	
DBO ₅ 20 °c	mg L ⁻¹ O ₂	1,00	4,70	0,50	0,50	
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	2,00	11,00	<1,00	<1,00	
Nitritos	mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,003	0,002	0,002	0,002	
Nitratos	mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,40	<0,10	0,10	<0,10	
Sulfatos	mg L ⁻¹ SO ₄	2,00	2,00	1,00	1,00	
Agrotóxicos						
Organofosforados e Carbamatos	---	---	---	---	---	
Totais	% IAE	ND	9,88	ND	ND	
Exames bacteriológicos						
Índice de Coliformes Totais	NMP / 100 mL	20	93	230	230	
Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL	7	15	21	23	

Anexo A. Continuação.

Variáveis	Classificação do corpos de água - CONAMA 357			
	classe I V.M.P.	classe II V.M.P.	classe III V.M.P.	classe IV V.M.P.
Dados ambientais	---	---	---	---
Temperatura Ambiente	---	---	---	---
Temperatura Água	---	---	---	---
Chuva nas últimas 24 horas	---	---	---	---
Análises físico-químicas	---	---	---	---
Aspecto	SR	SR	SR	NO
Depósito	SR	SR	SR	SR
Odor	VA	VA	VA	NO
Turbidez	40,00	100,00	100,00	SR
Cor Aparente	natural	75,00	75,00	SR
pH a 25 °C	6,00 - 9,00	6,00 - 9,00	6,00 - 9,00	6,00 - 9,00
Alcalinidade Total	SR	SR	SR	SR
Alcalinidade de Bicarbonatos	SR	SR	SR	SR
Alcalinidade de Carbonatos	SR	SR	SR	SR
Alcalinidade de Hidróxidos	SR	SR	SR	SR
Ferro Solúvel	0,30	0,30	5,00	SR
Dureza Total	SR	SR	SR	SR
Cloretos	250	250	250	SR
Matéria Orgânica	SR	SR	SR	SR
Gás Carbônico	SR	SR	SR	SR
Sílica	SR	SR	SR	SR
Nitrogênio Amoniacal	SR	SR	1	SR
Condutividade Elétrica a 25 °C	SR	SR	SR	SR
Sólidos Totais Dissolvidos	500,00	500,00	500,00	SR
Sólidos Suspensos	SR	SR	SR	SR
Sólidos Sedimentáveis	SR	SR	SR	SR
Óleos e Graxas	VA	VA	VA	TI
Oxigênio Dissolvido	≥ 6,00	≥ 5,00	≥ 4,00	≥ 2,00
DBO ₅ 20 °c	3,00	5,00	10,00	SR
DQO	SR	SR	SR	SR
Nitritos	1,00	1,00	1,00	SR
Nitratos	10,00	10,00	10,00	SR
Sulfatos	250,00	250,00	250,00	SR
Agrotóxicos	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais	SR	SR	SR	SR
Exames bacteriológicos	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais	1000	5000	20000	SR
Índice de Coliformes Termotolerantes	200	1000	40000	SR

Observações:

- i) Variáveis em azul, na coluna “Variáveis” foram utilizadas para calcular o IQA-CCME. A coloração das células nas colunas “Dados das amostragens” corresponde à classificação Conama 357/05, conforme a continuação do Anexo A.
- ii) Abreviações: SR - Sem referência na legislação; V.M.P. - Valor Máximo Permitido; NMP - Número Mais Provável; ND - Não Detectado; IAE - Índice de Ação Enzimática; VA - Virtualmente Ausente - Imperceptível à visão, olfato e paladar; NO - Não objetáveis; TI - Toleram-se irridescências.

Anexo B. Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T1VC.

Boletim de análise de água <i>in natura</i> - vereda T1VC						
Variáveis	Unidade	Datas das amostragens				
		12-set-08	23-jan-09	5-jun-09	10-set-09	
Dados ambientais						
Temperatura Ambiente	°C	---	---	---	---	---
Temperatura Água	°C	29,0	22,9	29,0	28,0	28,0
Chuva nas últimas 24 horas	---	não	sim	não	sim	sim
Análises físico-químicas						
Aspecto	---	---	---	---	---	---
Depósito	---	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido
Odor	---	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Turbidez	---	VA	VA	VA	VA	VA
Turbidez	UNT	8,00	2,00	<1,00	<1,00	<1,00
Cor Aparente	mg Pt L ⁻¹	107,00	15,00	14,00	15,00	15,00
pH a 25 °C	UpH	5,55	6,04	5,25	5,69	5,69
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	6,00	10,00	18,00	20,00	20,00
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	6,00	10,00	18,00	20,00	20,00
Alcalinidade de Carbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alcalinidade de Hidróxidos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ferro Solúvel	mg L ⁻¹ Fe	0,35	0,81	0,39	0,70	0,70
Dureza Total	mg L ⁻¹	6,00	3,00	9,00	10,00	10,00
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl	7,00	0,50	2,00	2,00	2,00
Matéria Orgânica	mg L ⁻¹ O ₂	1,00	0,90	0,80	0,70	0,70
Gás Carbônico	mg L ⁻¹ CO ₂	38,52	20,30	72,91	102,00	102,00
Sílica	mg L ⁻¹	1,59	0,323	0,734	0,67	0,67
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Condutividade Elétrica a 25 °C	mg L ⁻¹	7,09	7,40	5,67	6,01	6,01
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	8,62	7,83	6,07	9,49	9,49
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹	3,00	<1,00	10,00	3,00	3,00
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹	<0,10	<0,10	<0,10	<0,1	<0,1
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	13,00	VA	VA	VA	VA
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	4,50	4,50	5,00	4,50	4,50
DBO ₅ 20 °C	mg L ⁻¹ O ₂	0,90	2,40	0,50	0,20	0,20
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	1,00	5,00	<1,00	<1,00	<1,00
Nitritos	mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,006	0,001	0,002	0,001	0,001
Nitratos	mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,40	0,30	<0,10	0,10	0,10
Sulfatos	mg L ⁻¹ SO ₄	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Agrotóxicos						
Organofosforados e Carbamatos Totais	% IAE	---	---	---	---	---
		ND	ND	ND	ND	ND
Exames bacteriológicos						
Índice de Coliformes Totais	NMP / 100 mL	---	---	---	---	---
		2100	1100	460	23	23
Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL	---	---	---	---	---
		750	75	15	4	4

Anexo C. Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T1VP.

Boletim de análise de água <i>in natura</i> - vereda T1VP					
Variáveis	Datas das amostragens				Unidade
	5-set-08	23-jan-09	5-jun-09	10-set-09	
Dados ambientais	---	---	---	---	---
Temperatura Ambiente	29,0	21,0	24,2	21,0	°C
Temperatura Água	18,0	19,9	18,3	20,3	°C
Chuva nas últimas 24 horas	não	sim	não	Sim	---
Análises físico-químicas	---	---	---	---	---
Aspecto	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido	---
Depósito	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	---
Odor	VA	VA	VA	VA	---
Turbidez	< 1,00	< 1,00	2,00	2,00	UNT
Cor Aparente	1,00	5,00	14,00	14,00	mg Pt L ⁻¹
pH a 25 °C	5,18	5,54	5,60	5,70	UpH
Alcalinidade Total	5,00	7,00	15,00	19,00	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Alcalinidade de Bicarbonatos	5,00	7,00	15,00	19,00	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Alcalinidade de Carbonatos	0,00	0,00	0,00	0,00	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Alcalinidade de Hidróxidos	0,00	0,00	0,00	0,00	mg L ⁻¹ CaCO ₃
Ferro Solúvel	0,22	0,18	0,42	0,25	mg L ⁻¹ Fe
Dureza Total	4,00	5,00	10,00	10,00	mg L ⁻¹
Cloretos	5,00	1,00	2,00	3,00	mg L ⁻¹ Cl
Matéria Orgânica	0,80	0,80	0,80	0,90	mg L ⁻¹ O ₂
Gás Carbônico	80,62	44,94	76,49	76,96	mg L ⁻¹ CO ₂
Sílica	3,120	0,675	0,798	0,650	mg L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	mg L ⁻¹
Condutividade Elétrica a 25 °C	46,20	5,05	7,25	7,95	mg L ⁻¹
Sólidos Totais Dissolvidos	51,20	5,38	7,71	11,99	mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos	3,00	< 1,00	3,00	3,00	mg L ⁻¹
Sólidos Sedimentáveis	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	mg L ⁻¹
Óleos e Graxas	18,00	VA	VA	VA	mg L ⁻¹
Oxigênio Dissolvido	4,00	3,50	4,00	3,90	mg L ⁻¹ O ₂
DBO ₅ 20 °C	0,60	4,00	0,50	0,20	mg L ⁻¹ O ₂
DQO	< 1,00	7,00	< 1,00	< 1,00	mg L ⁻¹ O ₂
Nitritos	0,002	0,002	0,003	0,002	mg L ⁻¹ N-NO ₂
Nitratos	0,40	< 0,10	0,10	< 0,11	mg L ⁻¹ N-NO ₃
Sulfatos	< 1,00	17,00	8,00	< 1	mg L ⁻¹ SO ₄
Agrotóxicos	---	---	---	---	---
Organofosforados e Carbamatos Totais	ND	ND	ND	ND	% IAE
Exames bacteriológicos	---	---	---	---	---
Índice de Coliformes Totais	43	460	150	460	NMP / 100 mL
Índice de Coliformes Termotolerantes	9	15	28	23	NMP / 100 mL

Anexo D. Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T2VL.

Boletim de análise de água <i>in natura</i> - vereda T2VL						
Variáveis	Unidade	Datas das amostragens				
		12-set-08	29-jan-09	4-jun-09	11-set-09	
Dados ambientais						
Temperatura Ambiente	°C	---	---	---	---	---
Temperatura Água	°C	35,0	28,0	23,9	28,8	21,9
Chuva nas últimas 24 horas	---	não	sim	não	não	não
Análises físico-químicas						
Aspecto	---	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido
Depósito	---	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Odor	---	VA	VA	VA	VA	VA
Turbidez	UNT	6,00	1,00	1,00	<1,00	<1,00
Cor Aparente	mg Pt L ⁻¹	25,00	10,00	3,00	15,00	15,00
pH a 25 °C	UpH	5,28	5,28	5,50	5,94	5,94
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	5,00	11,00	10,00	24,00	24,00
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	5,00	11,00	10,00	24,00	24,00
Alcalinidade de Carbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alcalinidade de Hidróxidos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ferro Solúvel	mg L ⁻¹ Fe	0,07	0,75	0,06	0,03	0,03
Dureza Total	mg L ⁻¹	4,00	4,00	5,00	10,00	10,00
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl	3,00	2,00	2,00	2,00	2,00
Matéria Orgânica	mg L ⁻¹ O ₂	1,30	1,20	0,80	0,80	0,80
Gás Carbônico	mg L ⁻¹ CO ₂	50,87	35,39	64,19	61,33	61,33
Sílica	mg L ⁻¹	0,77	0,955	0,349	0,465	0,465
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Condutividade Elétrica a 25 °C	mg L ⁻¹	4,80	6,26	13,70	6,42	6,42
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	5,01	6,79	15,50	11,72	11,72
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹	2,00	<0,10	<1,00	6,00	6,00
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	8,00	VA	VA	VA	VA
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	4,80	5,60	5,50	5,50	5,50
DBO ₅ 20 °c	mg L ⁻¹ O ₂	0,50	0,30	0,70	0,20	0,20
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	2,00	3,00	<1,00	<1,00	<1,00
Nitritos	mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002
Nitratos	mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,40	1,10	<0,10	0,10	0,10
Sulfatos	mg L ⁻¹ SO ₄	1,00	13,00	7,00	<1,00	<1,00
Agrotóxicos						
Organofosforados e Carbamatos Totais	% IAE	---	---	---	---	---
		ND	ND	ND	ND	ND
Exames bacteriológicos						
Índice de Coliformes Totais	NMP / 100 mL	---	---	---	---	---
		2300	1100	210	460	460
Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL	---	---	---	---	---
		430	150	75	43	43

Anexo E. Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T2VC.

Boletim de análise de água <i>in natura</i> - vereda T2VC						
Variáveis	Unidade	Datas das amostragens				
		12-set-08	29-jan-09	4-jun-09	11-set-09	
Dados ambientais						
Temperatura Ambiente	°C	---	---	---	---	---
Temperatura Água	°C	---	---	---	---	---
Chuva nas últimas 24 horas	---	não	sim	não	não	não
Análises físico-químicas						
Aspecto	---	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido
Depósito	---	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Odor	---	VA	VA	VA	VA	VA
Turbidez	UNT	5,00	1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Cor Aparente	mg Pt L ⁻¹	28,00	15,00	<1,00	7,00	7,00
pH a 25 °C	UpH	5,16	5,59	5,32	5,56	5,56
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	4,00	8,00	11,00	20,00	20,00
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	4,00	8,00	11,00	20,00	20,00
Alcalinidade de Carbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alcalinidade de Hidróxidos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ferro Solúvel	mg L ⁻¹ Fe	0,06	0,23	0,04	0,05	0,05
Dureza Total	mg L ⁻¹	4,00	6,00	5,00	8,00	8,00
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl	4,00	3,00	2,00	2,00	2,00
Matéria Orgânica	mg L ⁻¹ O ₂	1,10	1,00	0,70	0,80	0,80
Gás Carbônico	mg L ⁻¹ CO ₂	64,5	51,4	111,9	128,4	128,4
Sílica	mg L ⁻¹	1,15	0,513	0,464	0,751	0,751
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Condutividade Elétrica a 25 °C	mg L ⁻¹	5,72	5,29	9,40	4,09	4,09
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	6,12	5,61	9,77	7,08	7,08
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹	2,00	<0,10	<1,00	1,00	1,00
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹	<0,10	<0,10	<1,00	<0,10	<0,10
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	12,00	VA	VA	VA	VA
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	1,50	5,30	5,00	3,60	3,60
DBO ₅ 20 °C	mg L ⁻¹ O ₂	0,50	0,30	0,50	0,40	0,40
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	1,00	2,00	<1,00	<1,00	<1,00
Nitritos	mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,003	0,002	0,003	0,002	0,002
Nitratos	mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,30	<0,10	<0,10	0,10	0,10
Sulfatos	mg L ⁻¹ SO ₄	<1,00	2,00	<1,00	<1,00	<1,00
Agrotóxicos						
Organofosforados e Carbamatos Totais	% IAE	---	---	---	---	---
		ND	ND	1,19	ND	ND
Exames bacteriológicos						
Índice de Coliformes Totais	NMP / 100 mL	---	---	---	---	---
		750	930	460	230	230
Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL	---	---	---	---	---
		230	93	23	15	15

Anexo F. Resultados laboratoriais para amostras de água da vereda T2VP.

Boletim de análise de água <i>in natura</i> - vereda T2VP						
Variáveis	Unidade	Datas das amostragens				
		12-set-08	29-jan-09	4-jun-09	10-set-09	
Dados ambientais						
Temperatura Ambiente	°C	---	---	---	---	
Temperatura Água	°C	29,0	27,0	25,0	27,0	
Chuva nas últimas 24 horas	---	não	sim	não	não	
Análises físico-químicas						
Aspecto	---	Límpido	Límpido	Límpido	Límpido	
Depósito	---	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	
Odor	---	VA	VA	VA	VA	
Turbidez	UNT	4,00	2,00	<1,00	<1,00	
Cor Aparente	mg Pt L ⁻¹	16,00	11,00	<1,00	5,00	
pH a 25 °C	UpH	5,43	5,60	5,34	5,34	
Alcalinidade Total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	4,00	10,00	13,00	20,00	
Alcalinidade de Bicarbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	4,00	10,00	13,00	20,00	
Alcalinidade de Carbonatos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	
Alcalinidade de Hidróxidos	mg L ⁻¹ CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	
Ferro Solúvel	mg L ⁻¹ Fe	0,09	0,16	0,11	0,10	
Dureza Total	mg L ⁻¹	4,00	9,00	6,00	10,00	
Cloretos	mg L ⁻¹ Cl	4,00	2,00	2,00	3,00	
Matéria Orgânica	mg L ⁻¹ O ₂	1,20	1,10	0,70	0,70	
Gás Carbônico	mg L ⁻¹ CO ₂	32,33	50,99	132,26	203,48	
Sílica	mg L ⁻¹	3,72	0,68	0,97	0,64	
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	
Condutividade Elétrica a 25 °C	mg L ⁻¹	5,68	5,21	5,39	4,33	
Sólidos Totais Dissolvidos	mg L ⁻¹	6,07	5,47	5,86	7,61	
Sólidos Suspensos	mg L ⁻¹	3,00	<0,10	<1,00	<1,00	
Sólidos Sedimentáveis	mg L ⁻¹	<0,10	<0,10	<0,10	<1,00	
Óleos e Graxas	mg L ⁻¹	10,00	VA	VA	VA	
Oxigênio Dissolvido	mg L ⁻¹ O ₂	5,00	5,10	6,30	4,80	
DBO ₅ 20 °C	mg L ⁻¹ O ₂	0,60	0,20	0,30	0,20	
DQO	mg L ⁻¹ O ₂	1,00	1,00	<1,00	<1,00	
Nitritos	mg L ⁻¹ N-NO ₂	0,004	<0,001	0,002	0,002	
Nitratos	mg L ⁻¹ N-NO ₃	0,50	<0,10	<0,10	<0,10	
Sulfatos	mg L ⁻¹ SO ₄	1,00	1,00	1,00	6,00	
Agrotóxicos						
Organofosforados e Carbamatos Totais	% IAE	---	---	---	---	
		ND	0,07	0,84	ND	
Exames bacteriológicos						
Índice de Coliformes Totais	NMP / 100 mL	---	---	---	---	
		150	930	150	1100	
Índice de Coliformes Termotolerantes	NMP / 100 mL	---	---	---	---	
		70	21	21	93	