



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
ICET/FAET/FAMEV/IB/ICHS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

**Estudo da qualidade física, química e bacteriológica das águas
subterrâneas em aquífero freático. Região do bairro Pedra Noventa,
Cuiabá-MT**

Débora Delatore da Silva

Cuiabá-MT
2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
ICET/FAET/FAMEV/IB/ICHS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

Débora Delatore da Silva

**Estudo da qualidade física, química e bacteriológica das águas
subterrâneas em aquífero freático. Região do bairro Pedra Noventa,
Cuiabá-MT**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Recursos
Hídricos da Universidade Federal de Mato
Grosso para obtenção do Título de
Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Renato Blat Migliorini
Coorientador: Prof. Dr. Edinaldo de Castro e Silva

Cuiabá-MT
2013

FICHA CATALOGRÁFICA

S586e Silva, Débora Delatore da.
Estudo da qualidade física, química e bacteriológica das águas subterrâneas em aquífero freático. Região do bairro Pedra Noventa, Cuiabá-MT / Débora Delatore da Silva. – 2013.
156 f. : il, color.

Orientador: Prof. Dr. Renato Blat Migliorini.
Co-orientador: Prof. Dr. Edinaldo de Castro e Silva.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso, ICET/FAET/FAMEV/IB/ICHS, Pós-Graduação em Recursos Hídricos, 2013.

Bibliografia: f. 133-143.
Inclui anexos.

1. Água subterrânea – Qualidade física. 2. Água subterrânea – Qualidade bacteriológica. 3. Água subterrânea – Qualidade química. 4. Aquífero freático – Meio urbano. 5. Águas subterrâneas – Fluxo – Mapa potenciométrico. 6. Bairro Pedra Noventa – Cuiabá (MT). I. Título.

CDU – 556.18(817.2)

Ficha elaborada por: Rosângela Aparecida Vicente Söhn – CRB-1/931



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
ICET/FAET/FAMEV/IB/ICHS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Estudo da qualidade física, química e bacteriológica das águas subterrâneas do aquífero freático na região do bairro Pedra Noventa, Cuiabá-MT

Autora: Débora Delatore da Silva

Orientador: Prof. Dr. Renato Blat Migliorini
Coorientador: Prof. Dr. Edinaldo de Castro e Silva

Cuiabá-MT, 14 de março de 2013

Comissão Examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Renato Blat Migliorini

Prof^a. Dr^a. Eliane Freire Gaspar de Carvalho Dores (Membro interno)

Prof. Dr^a. Annkarin Aurélia Kimmelman e Silva (Membro externo)

Dedicatória

Primeiramente dedico ao meu Senhor Jesus pela graça concedida.

Aos meus pais pela vida, ensinamentos e carinho.

Em especial a minha mãe Maria Raquel da Silva Delatore, mulher guerreira, forte,
parceira, cuidadosa e compreensiva.

A minha irmã Adenize da Silva Delatore, pela paciência, carinho, cuidado e parceria.

Ao meu Pai Enéias Delatore da Silva, apesar das ausências, sempre presente em meu
coração.

Agradecimento

Agradeço em primeiro lugar ao meu Senhor Jesus que iluminou o meu caminho durante esta caminhada. Agradeço também a minha família que apoiou a minha escolha e esteve ao meu lado em momentos específicos. À bolsa cedida pela CAPES-REUNI e ao CNPq pelo apoio financeiro ao projeto intitulado “Avaliação do impacto de esgoto doméstico nos aquíferos e suas implicações na exploração de águas subterrâneas em áreas rurais, na porção sudeste de Cuiabá-MT”, convênio firmado entre a UFMT (Propeq: número 333/CAP2009) e CNPq (processo de número 574124/2008-8). A minha parceira de projeto Ivanete Barbosa de Moura, pelas constantes ajudas durante a caminhada de execução deste trabalho, o meu carinho e meus sinceros agradecimentos. Ao Prof. Dr. Edinaldo de Castro e Silva e Profa. Dra. Ivanety P. S. J. Assis, pelo apoio financeiro para execução deste trabalho, obrigada. Ao Prof. Dr. Renato Blat Migliorini, pela incansável ajuda na escrita do trabalho, pela paciência, pela compreensão, valeu professor. A Profa. Dra. Eliane Freire Gaspar de Carvalho Dores pelas contribuições na execução do estágio docência e também na dissertação. Ao Prof. Dr. Fernando Ximenes de Tavares Salomão, pelas contribuições riquíssimas na dissertação e apoio na escrita de trabalhos para congressos. A galera do Laboratório de Análises de Contaminantes Inorgânicos: Prof. Dr. Ricardo Villa, Tânia Lopes, Caroline Sinomato Silva, Márcia Magalhães, Paulo Eduardo Reinach Gonçalves, Bárbara Spessoto Martinez, Adriana Santos Silva, Geizibel Campos, Aline Vieira. Ao pessoal do Laboratório de Gerência Laboratorial em Ensaios da Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso (SEMA), em especial ao Sérgio Batista de Figueiredo, Rogério Almeida e Adélia Alves de Araújo pelo apoio com as análises de cátions e ânions. Aos meus parceiros Ricardo Lara e Giovanni Batista da Silva Santos, pelas constantes ajudas nos trabalhos em campo, bem como as minhas grandes amigas Mirian Braga de Araujo e Samira A. A. de Moraes, obrigada queridos, valeu pela força. A Rafaela Jansons, pela confecção do mapa da área de estudo. A Profa. Dra. Zoraidy Marques de Lima pelas contribuições no meu trabalho com a execução dos ensaios bacteriológicos, juntamente com as alunas Jhenifer Stefani Fernandes e Anália Macêdo. Ao meu grande amigo Rafael Noepzold pela imensa ajuda com a impressão da dissertação, obrigada querido. Aos meus amigos, companheiros e parceiros, caminhando juntos a algum tempo: Aparecida Magalhães, Marcelly da Silva Sampaio e Sérgio Batista Figueiredo. Enfim, obrigada mesmo a todos vocês pelo apoio, aqueles que de uma maneira direta ou indireta foram parceiros, aqueles citados aqui e aqueles que não foram citados, mas jamais esquecidos, obrigados pela confiabilidade e carinho para ajudar na confecção deste trabalho, talvez sem a ajuda de vocês este trabalho não seria possível. Valeu galera!

*“Viver é acalentar sonhos e esperanças,
fazendo da fé a nossa inspiração maior. É
buscar nas pequenas coisas, um grande
motivo para ser feliz!”*

Mario Quintana.

RESUMO

A presente pesquisa teve por objetivo, avaliar os impactos causados na qualidade física, química e bacteriológica das águas subterrâneas, do aquífero freático da região do bairro Pedra Noventa em Cuiabá-MT, bem como, avaliar a direção e o sentido do fluxo das águas subterrâneas através da confecção de um mapa potenciométrico. Para isso, foram selecionados 31 poços do tipo cacimba, distribuídos uniformemente ao longo do bairro Pedra Noventa, Cuiabá-MT. As coletas foram realizadas seguindo instruções indicada pelo Guia de Coletas de Amostras de Água da CETESB (2011), utilizando amostrador manual tipo *bailer*. Os parâmetros físicos e químicos foram avaliados nos seguintes períodos: julho de 2011 (estiagem) e novembro de 2011 (início da chuva), no entanto para as análises bacteriológicas os períodos avaliados foram novembro de 2011 (início da chuva) e fevereiro de 2012 (chuva). Os resultados das análises permitiram as seguintes conclusões: 1 - a região possui um divisor de águas subterrâneas de direção NW-SE cortando transversalmente a área estudada, mostrando duas direções de fluxo de água subterrânea, uma com fluxo preferencial se dirigindo a nordeste e outra a sudoeste. Isto ocorre tanto no período da chuva como no período de estiagem. 2 - os parâmetros físico-químicos estudados não apresentaram concentrações muito elevadas, somente o manganês, ferro, chumbo, amônia e nitrato apresentaram concentrações superiores aos Valores Máximos Permissíveis para o consumo humano. 3 - as concentrações elevadas de manganês, ferro e chumbo, provavelmente se originam da formação geológica, indicando possivelmente uma relação com a composição do solo e da rocha alterada. 4 - as concentrações elevadas de amônia e nitrato, provavelmente se originam das fossas sépticas, que estão disseminadas na área e matéria orgânica em decomposição que caem nos poços abertos. 5 - a concentração dos elementos químicos entre os períodos de estiagem e chuva sofreu alterações em alguns parâmetros avaliados. Isto indica que ocorreram flutuações sazonais na sua qualidade, sendo as concentrações maiores na época da chuva e menores na época de estiagem, provavelmente devido aos processos de lixiviação serem mais intensos que os processos de diluição e 6 - as análises bacteriológicas (coliformes totais e *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas) apresentaram concentrações acima dos Valores Máximos Permissíveis para o consumo humano, provavelmente devido às fossas sépticas intensamente distribuídas na região. 7 – Através do estudo estatístico Mann-Whitney bem como através dos gráficos de Box plot, há evidências significativas de que as medianas dos parâmetros: sódio, potássio, cálcio, magnésio, sulfato, pH e temperatura da água, apresentaram medianas que se diferenciam com a sazonalidade.

Palavras chave: Água subterrânea, qualidade física, química, qualidade bacteriológica, Pedra Noventa, Cuiabá-MT.

ABSTRACT

This study aimed to assess the impacts on physical, chemical and bacteriological quality of groundwater from the unconfined aquifer in the region of the Pedra Noventa neighborhood in Cuiabá-MT, as well as to evaluate the direction of groundwater flow through the construction of a potentiometric map. To this aim, 31 wells were evenly distributed throughout the neighborhood Pedra Noventa, Cuiabá-MT. Samples were collected following the instructions indicated by the Guide for Collecting Water Samples CETESB (2011), using manual type bailer sampler. The physical and chemical parameters were evaluated in the following periods: July 2011 (dry season) and November 2011 (early rain), however for bacteriological evaluation periods were November 2011 (early rain) and February 2012 (rain). The results of this study allow the following conclusions: 1 - the region has a divisor of groundwater in NW-SE direction cutting across the study area, showing two directions of groundwater flow, with one preferential flow heading northeastern and the other southwestern. This occurs both during the rainy period as well as during the drought period. 2 - the physical-chemical parameters studied did not show very high concentrations, only the manganese, iron, lead, ammonia and nitrate concentrations were above the Maximum Allowable Values for human consumption. 3 - high concentrations of manganese, iron and lead, probably originated from the geological formation, possibly indicating a relationship with the composition of soil and weathered rock. 4 - high concentrations of ammonia and nitrate, probably originate from septic tanks, which are disseminated in the area and decomposing organic matter that fall into open wells. 5 - the concentration of chemical elements between the periods of drought and rain changed for a few parameters evaluated. This indicates that there were seasonal fluctuations in quality, with higher concentrations during the rainy period and lower in the dry period, probably due to leaching processes to be more intense than the processes of dilution and. 6 - the bacteriological (total coliform, *Escherichia coli* and heterotrophic bacteria) had concentrations above the Maximum Allowable Values for human consumption, probably due to the large number of septic tanks distributed in the region. 7 - Through the study of Mann-Whitney statistical well as through the box plots, there is significant evidence that the median parameters: sodium, potassium, calcium, magnesium, sulfate, pH and water temperature presented with medians which differ seasonality.

Keywords: Groundwater, physical and chemical quality, bacteriological quality, Pedra Noventa, Cuiaba-MT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo. Imagem extraída do Google Earth (2009); à direita, em cima, contorno do estado de Mato Grosso, no centro contorno do município de Cuiabá, com indicação do centro da cidade, delimitado em vermelho na imagem principal, o contorno do bairro Pedra Noventa.....	20
Figura 2 - Mapa geológico de Cuiabá (Modificado de MIGLIORINI, 1999) e a localização da área de estudo.....	22
Figura 3 - Fontes de contaminação da água subterrânea (Adaptado FOSTER et al., 2002).	31
Figura 4 - Esquema comparativo do tempo médio ou meia-vida de algumas reações (Fonte: adaptado de DOMENCIO; SCHWARTZ, 1990).....	40
Figura 5 - Procedimento para obtenção da carga hidráulica (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2008).	53
Figura 6 - Identificação dos frascos de coleta	54
Figura 7 - Coleta de água subterrânea utilizando amostrador manual	56
Figura 8 - Coleta de amostra de água para ensaio bacteriológico, (a) coleta de água realizada com amostrador manual na boca do poço; (b e c) transferência da amostra coletada para o saquinho esterilizado; (d) fechando o lacre do saquinho; (e) saquinho fechado e lacre do saquinho; (e) saquinho fechado e (f) armazenado sob refrigeração.	57
Figura 9 - Ponto de viragem na determinação da alcalinidade.....	59
Figura 10 - Redução do volume da amostra	61
Figura 11 – Fumos brancos de SO ₃	61
Figura 12 - Diluição das amostras após digestão	61
Figura 13 - Distribuição espacial das cacimbas monitoradas na região do bairro Pedra Noventa (Adaptado de Google Earth, 2011).....	70
Figura 14 - (A) Mapa da distribuição dos tipos de solos encontrados na área; (B) Mapa de isovalores de cotas topográficas na região do bairro Pedra Noventa.	72
Figura 15 - Perfil dos solos do tipo (a) Plintossolo Argilúvico e (b) Plintossolo Pétrico, exposto nas cacimbas.....	73
Figura 16 - Nível d'água nos períodos de estiagem, início do chuvoso e período chuvoso.....	74
Figura 17 - (a) Vista externa da cacimba C20, demonstrando forma inadequada de tamponamento; (b) vista interna mostrando um revestimento apenas sobre a superfície do terreno e exposição do perfil do solo com nível d'água próximo a superfície do terreno.	75
Figura 18 - Mapa potenciométrico do aquífero freático da região do Pedra Noventa; (A) período de estiagem (julho de 2011); (B) início do período chuvoso (novembro de 2011) e (C) período chuvoso (fevereiro de 2012).....	77
Figura 19 - Temperatura da água	78
Figura 20 - Box plot da temperatura da água (°C) durante o período de julho e novembro de 2012..	79
Figura 21 - Temperatura do ar	80
Figura 22 - Valores do teor de sólidos totais dissolvidos para as amostras coletadas nos meses de julho e novembro de 2011 e fevereiro de 2012.....	81
Figura 23 - Box plot do teor de sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.	81

Figura 24 - Mapas da distribuição espacial do teor de sólidos totais dissolvidos; (A) no período de estiagem; (B) início do período chuvoso e (C) período chuvoso.....	83
Figura 25 - Valores de oxigênio dissolvido em amostras de água coletas em julho e novembro de 2011 e fevereiro de 2012.....	85
Figura 26 - Box plot do teor de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.....	85
Figura 27 - Potencial hidrogeniônico (pH).....	87
Figura 28 - Box plot pH durante o período de julho e novembro de 2012.....	88
Figura 29 - Mapa da distribuição dos valores de pH para os períodos: (a) estiagem (julho de 2011), (b) início do período chuvoso (novembro de 2011) e (c) chuvoso (fevereiro de 2012).....	88
Figura 30 - Valores da alcalinidade na forma de bicarbonato das amostras de água do aquífero freático.....	89
Figura 31 - Box plot do teor de alcalinidade de bicarbonatos ($\text{mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$) durante o período de julho e novembro de 2012.....	90
Figura 32 - Concentração de sódio para o período de estiagem e início do período chuvoso.....	91
Figura 33 - Box plot do teor de sódio (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.....	92
Figura 34 - Concentração de potássio para o período de estiagem e início do período chuvoso.....	93
Figura 35 - Box plot do teor de potássio (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012... ..	94
Figura 36 - Concentração de magnésio para o período de estiagem e início do período chuvoso.....	95
Figura 37 - Box plot do teor de magnésio (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.....	96
Figura 38 - Concentração de cálcio para o período de estiagem e início do período chuvoso.....	97
Figura 39 - Box plot do teor de cálcio (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.....	98
Figura 40 - Concentração de amônia (NH_3) no período de estiagem e início do período chuvoso....	100
Figura 41 - Box plot do teor de amônia (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012... ..	101
Figura 42 - Concentração de cloreto no período de estiagem e início do período chuvoso.....	103
Figura 43 - Box plot do teor de cloreto (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012..	104
Figura 44 - Concentração de nitrato na forma de nitrogênio para o período de estiagem e início do período chuvoso.....	106
Figura 45 - Box plot do teor de nitrato (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012....	107
Figura 46 - Distribuição espacial do N-NO_3^- , A – período de estiagem (julho de 2011) e B – início do período chuvoso (novembro de 2011).....	108
Figura 47 - Concentração de sulfato para o período de estiagem e início do período chuvoso.....	111
Figura 48 - Box plot do teor de sulfato (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012....	112
Figura 49 - Concentração de ferro (Fe) no período de estiagem (julho de 2011) e início do período chuvoso (novembro de 2011).	115
Figura 50 - Box plot do teor de ferro (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.....	117
Figura 51 - Distribuição espacial: tipos de solos (A); teor de ferro total (mg.L^{-1}) na estiagem (B); teor de ferro total (mg.L^{-1}) no período chuvoso (C).	117
Figura 52 - Concentração de chumbo (Pb) no período de estiagem (julho de 2011) e início do período chuvoso (novembro de 2011).	119
Figura 53 - Diagrama de Piper para o período de estiagem (julho de 2011).	123
Figura 54 - Diagrama de Piper para o período chuvoso (novembro de 2011).....	124
Figura 55 - Densidade de coliformes totais para o início do período chuvoso e chuvoso.....	125

Figura 56 - Distribuição espacial da densidade de coliformes totais (log NMP.100 mL ⁻¹) no bairro Pedra Noventa; A – no início do período chuvoso (julho de 2011); B – período chuvoso (fevereiro de 2012)	127
Figura 57 - Densidade de <i>Escherichia coli</i> para o início do período chuvoso e chuvoso.	128
Figura 58 - Distribuição espacial da densidade de <i>Escherichia coli</i> (Log NMP.100 mL ⁻¹) no bairro Pedra Noventa; A – início do período chuvoso; B – período chuvoso.	129
Figura 59 - Densidade de bactérias heterotróficas nas amostras analisadas no início do período chuvoso e chuvoso.	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais doenças de veiculação hídrica.	43
Tabela 2 - Condições do espectrômetro de absorção atômica para determinação multielementar... ..	62
Tabela 3 - Limites de detecção e quantificação e parâmetros da curva analítica para leitura da absorvância das amostras coletadas.	64
Tabela 4 - Condições de trabalho cromatógrafo iônico – Dionex.....	65
Tabela 5 - Limites de quantificação espécies iônicas analisadas	66
Tabela 6 - Classificação da composição química da água e erro do balanço iônico para o período de estiagem (julho de 2011).....	120
Tabela 7 - Classificação da composição química da água e erro do balanço iônico para o período chuvoso (novembro de 2011).	121

ANEXOS

Anexo 1 - Medidas do nível d'água para o período de estiagem (julho de 2011), início do período chuvoso (novembro de 2011) e período chuvoso (fevereiro de 2012).	146
Anexo 2 - Temperatura do ar e da água.....	147
Anexo 3 - Condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD).	148
Anexo 4 - Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade de HCO ₃ ⁻	149
Anexo 5 - Concentrações dos metais Cu, Mn, Cr, Cd, Pb, Fe e Ni para os meses de julho e novembro de 2011 (período de estiagem e início do período chuvoso respectivamente).	150
Anexo 6 - Resultados das concentrações de cátions e ânions para os períodos de estiagem (julho de 2011) e início do período chuvoso (novembro de 2011).....	153
Anexo 7 - Densidade de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> , para os meses de novembro de 2011 (início do período chuvoso) e fevereiro de 2012 (período chuvoso).....	156

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	18
2.1. Objetivo geral.....	18
2.2. Objetivos específicos.....	18
3.0. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1. Área de estudo.....	19
3.2. Localização e vias de acesso.....	19
3.3. Caracterização geral da área objeto.....	20
3.4. Fontes potenciais de poluição das águas subterrâneas.....	26
3.4.1. Fontes de origem química.....	28
3.4.2. Fontes de origem física.....	33
3.4.3. Fontes de origem biológica.....	34
3.4.4. Fontes de origem natural.....	36
3.4.5. Processos e reações resultantes da interação água-rocha.....	36
3.4.5.1. Dissolução dos gases.....	36
3.4.5.2. Reação ácido-base.....	37
3.4.5.3. Reações de complexação – quelação.....	38
3.4.5.4. Adsorção e troca iônica.....	38
3.4.5.5. Solubilidade e precipitação.....	38
3.4.5.6. Reações de oxidação-redução.....	39
3.4.5.7. Velocidade das reações e dos processos.....	39
3.5. Aspectos físicos, químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas.....	40
3.6. Doenças de veiculação hídrica.....	42

3.7. Potenciometria.....	44
3.8. Estudos de caso de contaminação de água subterrânea no Brasil.....	45
3.9. Tratamento estatístico.....	48
4 - METODOLOGIA.....	49
4.1 – Localização e delimitação cartográfica dos pontos de amostragem.....	49
4.2 – Elaboração do mapa potenciométrico.....	49
4.2.1 – Levantamentos das coordenadas geográficas e altitudes.....	50
4.2.2 – Processamentos dos dados do GPS.....	50
4.2.3 - Altitude na boca do poço.....	51
4.2.4 – Medidas do nível d’água.....	52
4.2.5 – Procedimentos de medidas da carga hidráulica.....	52
4.2.6 - Mapas temáticos e histograma da variação do nível d’água.....	53
4.3 – Coleta das amostras de água e ensaios realizados em campo.....	53
4.3.1 - Preparação dos frascos, materiais e equipamentos para execução da coleta e ensaios em campo.....	54
4.4 - Amostragem.....	55
4.5 - Determinação dos parâmetros físicos e químicos realizados no campo.....	57
4.6 – Análises químicas realizadas em laboratório.....	59
4.6.1 - Determinação da concentração de metais.....	60
4.6.2 - Determinação da concentração cátions (Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Li^{+2} , NH_3) e ânions (Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{-3} , SO_4^{-2}).....	64
4.6.2.1 – Balanço Iônico.....	66
4.7 – Análises bacteriológicas (coliforme total, <i>Escherichia coli</i> e bactérias heterotróficas).....	67
4.8 – Análise estatística.....	67
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	70
5.1. Mapas temáticos.....	70
5.1.1. Mapa de isovalores de cota topográfica.....	71
5.1.2. Perfil do solo e variação do nível d’água.....	73
5.1.3. Direção do fluxo das águas subterrâneas.....	75
5.2. Parâmetros físicos e químicos realizados em campo.....	78
5.2.1. Temperatura do ar e da água.....	78
5.2.2. Sólidos Totais Dissolvidos (STD).....	80
5.2.3. Oxigênio dissolvido (OD).....	84
5.2.4. Pontencial hidrogeniônico (pH).....	86

5.2.5. Alcalinidade	89
5.3. Parâmetros físicos e químicos analisados	90
5.3.1. Cátions e ânions	91
5.3.1.1. Sódio (Na)	91
5.3.1.2. Potássio (K)	93
5.3.1.3. Magnésio (Mg ⁺²)	94
5.3.1.4. Cálcio (Ca ⁺²)	97
5.3.1.5. Lítio (Li ⁺¹)	99
5.3.1.6. Amônia (NH ₃)	99
5.3.1.7. Cloreto (Cl ⁻)	102
5.3.1.8. Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	105
5.3.1.9. Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	109
5.3.1.10. Fosfato (PO ₄ ⁻²)	109
5.3.1.11. Sulfato (SO ₄ ⁻²)	110
5.3.2. Metais pesados	113
5.3.2.1. Cobre (Cu)	113
5.3.2.2. Manganês (Mn)	113
5.3.2.3. Cromo (Cr)	114
5.3.2.4. Cádmio (Cd)	115
5.3.2.5. Ferro (Fe)	115
5.3.2.6. Níquel (Ni)	118
5.3.2.7. Chumbo (Pb)	118
5.4. Balanço Iônico	120
5.5. Parâmetros bacteriológicos	125
5.5.1. Coliformes totais	125
5.5.2. <i>Escherichia coli</i>	128
5.5.2. Bactérias heterotróficas	131
6. CONCLUSÃO	132
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	134

1. INTRODUÇÃO

Este trabalho deriva de um projeto maior intitulado “Avaliação do impacto de esgoto doméstico nos aquíferos e suas implicações na exploração de águas subterrâneas em áreas rurais, na porção sudeste de Cuiabá-MT”. Convênio firmado entre a UFMT (Propeq: número 333/CAP2009) e CNPq (processo de número 574124/2008-8).

A água é um recurso necessário para praticamente todas as atividades humanas, entretanto, a escassez de água potável é uma realidade em diversas regiões do mundo, inclusive nos últimos anos é possível perceber enormes esforços dos órgãos públicos, países, população no sentido de armazenar e diminuir seu consumo, contudo a água está se tornando um bem escasso e sua qualidade se deteriora cada vez mais rápido. Neste contexto, o bairro Pedra Noventa, localizado na região sudeste de Cuiabá-MT, não foge à regra, enfrenta problemas de infra-estrutura desde a sua implantação, e isso tem impulsionado a ocorrência de problemas relacionados à falta de recursos hídricos, em condições adequadas de quantidade e qualidade, uma das alternativas da população para usufruir de água, foi à abertura de cacimbas, importante alternativa para abastecimento de comunidades rurais e urbanas.

Até alguns anos atrás, acreditava-se que as águas subterrâneas estavam naturalmente protegidas da contaminação pelas camadas do solo e rochas. Entretanto, passaram a serem detectados traços de contaminantes em águas subterrâneas, e diversos estudos tem sido conduzidos no sentido de avaliar a sua segurança (COLVARA; LIMA e SILVA, 2009; MARION; CAPOANE e SILVA, 2007; ATHAYDE *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2010; ALVES OLIVEIRA *et al.*, 2004; ROCHA, 2008; FIORUCCI e FILHO, 2005; BRASIL, 2010; FREITAS, 2009; ZAVOUDAKIS, 2007).

Diversos fatores podem comprometer a qualidade da água subterrânea. O destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas e tanque sépticos, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais, postos de combustíveis e a modernização da 2

agricultura representam fontes de contaminação das águas subterrâneas por bactérias e vírus patogênicos, parasitas, substâncias orgânicas e inorgânicas.

No meio rural, as principais fontes de abastecimento de água são os poços rasos e nascentes, fontes bastante susceptíveis à contaminação, muitas vezes fontes de doenças de veiculação hídrica, principalmente em função da possibilidade de contaminação bacteriana de águas que normalmente são captadas em poços velhos, inadequadamente vedados e próximos de fontes de contaminação, como fossas e áreas de pastagem ocupadas por animais.

No bairro Pedra Noventa da cidade de Cuiabá, é comum a prática da exploração das águas subterrâneas, pois os serviços de saneamento básico são insuficientes. Outro agravante é a ineficiência de rede coletora de esgotos. A ineficiência desses serviços obriga a população local, construir fossas negras e sépticas dentro das imediações de seus terrenos para deposição de efluentes e poços para suprimento de água, essa pratica contamina as águas subterrâneas, especialmente o aquífero raso, por ser o mais explorado pelas pessoas, possibilitando conseqüências drásticas na saúde coletiva.

Na prática percebe-se que, para a maioria dos poços perfurados, não são elaborados estudos de viabilidade técnica e, como conseqüência disso, estes poços são em geral mal localados, produzindo baixas vazões e vulneráveis à contaminação.

Sendo assim, este estudo tem a finalidade de avaliar as características físicas, químicas e biológicas do aquífero freático do bairro Pedra Noventa em Cuiabá-MT, no sentido de verificar possíveis focos de contaminação e alertar a sociedade que utiliza a água para consumo humano.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a qualidade física, química e bacteriológica do aquífero freático, localizado em meio urbano.

2.2. Objetivos específicos

2.2.1. Determinar a direção e o sentido do fluxo das águas subterrâneas através da confecção de um mapa potenciométrico.

2.2.2. Investigar através de análises físicas, químicas e bacteriológicas, parâmetros indicadores de contaminação das águas subterrâneas do bairro Pedra Noventa, Cuiabá-MT.

2.2.3. Avaliar as possíveis causas de contaminação e discutir os resultados com base na legislação sobre a potabilidade de água.

3.0. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Área de estudo

O A área de estudo está localizada no bairro Pedra Noventa, região metropolitana de Cuiabá, no estado de Mato Grosso.

3.2. Localização e vias de acesso

A cidade de Cuiabá localiza-se no Centro geodésico da América do Sul sob as coordenadas 15°35'56" latitude sul e 56°06'56" longitude oeste. A área de estudo está localizada na porção sudeste da cidade de Cuiabá, distante aproximadamente 20 km do centro principal e abrange totalmente o bairro Pedra Noventa e alguns bairros vizinhos como: Sonho Meu, Nova Esperança, Voluntários da Pátria, Linhas 18 e Linha 1 do assentamento Cinturão Verde. A área é delimitada pelos vértices de um trapézio cujas pares de coordenadas (UTMX, UTM Y) são: (611244 m, 8273118 m); (613231 m, 8270560 m); (613867 m, 8271421 m); (611013 m, 8271466 m) segundo Datum Sad 69, Zona 21, com área total igual a 3,62 km² (Figura 1).

Nessa região, ocorrem duas cabeceiras de drenagem uma mais expressiva localizada a nordeste e outra a sul, ambas afluentes do rio Aricá-açu. Elas pertencem à borda esquerda da Área de Proteção Ambiental (APA) Municipal Aricá-açu, criada pela Lei nº. 3.874, de 05 de julho de 1999 (SEPLAN, 2009).

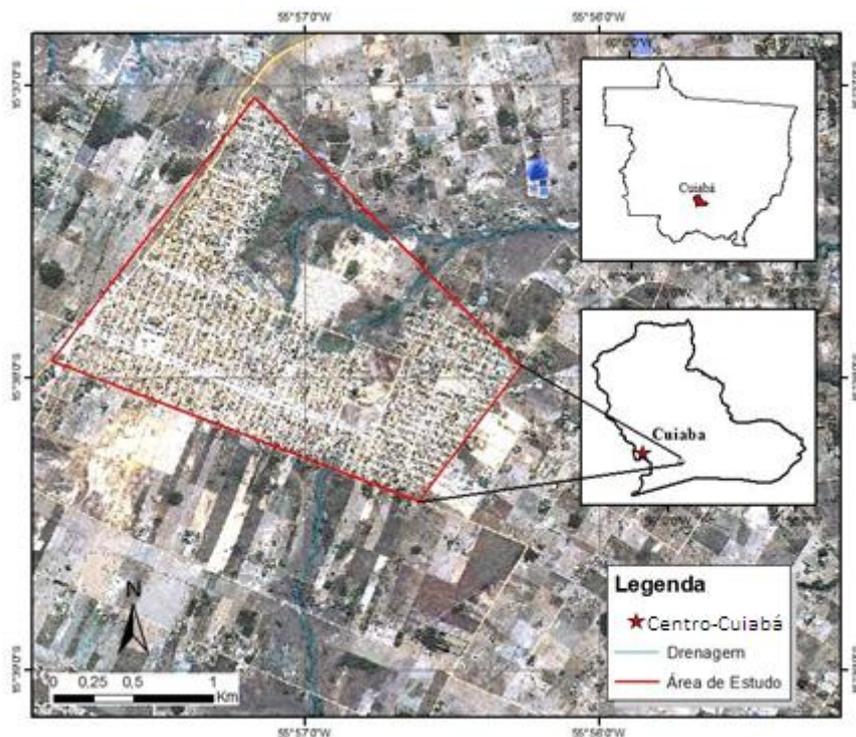


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo. Imagem extraída do Google Earth (2009); à direita, em cima, contorno do estado de Mato Grosso, no centro contorno do município de Cuiabá, com indicação do centro da cidade, delimitado em vermelho na imagem principal, o contorno do bairro Pedra Noventa.

3.3. Caracterização geral da área objeto

O clima da região é classificado como tropical semi-úmido da escala de KÖPPEN (GALVÃO, 1960), sua característica principal é a temperatura média elevada (18° a 28°C), com amplitudes térmicas de 5° a 7°C, chegando a temperatura em torno de 45°C em meses mais quentes. Outra característica marcante deste tipo de clima são as estações bem definidas de chuva e de seca. O índice pluviométrico é em torno de 1500 mm por ano (APOITIA, 2003).

Segundo Maitelli (1994), o clima da cidade de Cuiabá, vem sofrendo forte influência decorrente do processo de urbanização, a temperatura mínima média vem sofrendo alterações positivas de 0,073 °C por ano, nos últimos 20 anos. O inverno é brando, devido a ocorrência esporádica de temperaturas baixas. A temperatura média do mês mais frio varia entre 15° e 24°C. Também foi registrada a formação de ilhas de calor com intensidade média de 3,8°C e máxima de 5°C no período noturno da estação seca, e com valores máximos de até 2,3°C no período noturno da estação chuvosa, acontecimento que integra os

condicionantes derivados das ações antrópicas sobre o meio ambiente urbano em termos de uso do solo e os condicionantes do meio físico.

A temperatura média anual é de 26°C, com temperaturas mínimas próximas a 15°C em julho e máximas superiores a 32 °C, em outubro. A umidade relativa do ar varia muito, com média anual em torno de 74% (FUNASA, 2007).

A evapotranspiração média oscila em torno de 82 mm/mês com valores mínimos entre 0 e 4 mm nos meses de julho a setembro, e máximos em torno de 150 mm, nos meses de novembro a março. A média anual da umidade relativa do ar fica em torno de 74%. No inverno, a umidade relativa do ar diminui, chegando a níveis de 12%, devido ao deslocamento da massa equatorial, ocorrendo a estação seca. Estas informações foram obtidas nos Boletins Agroclimatológicos do Instituto de Meteorologia do Ministério da Agricultura, relativo ao período entre 1996-1997.

A vegetação configura-se como uma zona de transição entre as formações florestais do Planalto dos Guimarães e as da planície do Pantanal. Segundo Luiz *et al.* (1980), a vegetação é do tipo cerrado e campos cerrados, apresentando aspecto fisionômico de ampla distribuição constituindo mais de 80% da cobertura vegetal na região.

A área de estudo situa-se nos domínios geológicos do Grupo Cuiabá, pertencente à Faixa Interna de Dobramentos Paraguai, mais precisamente na Formação Rio Coxipó (MIGLIORINI, 1999). Esta Formação aflora principalmente na porção sul da cidade de Cuiabá e é dividida em três unidades litológicas (Figura 2).

a) Unidade I - Litofácies dos metadiamicritos com matriz argilosa, maciços, cinza esverdeados a amarelados, com matriz argilo-siltosa.

b) Unidade II - Litofácies dos metadiamicritos com matriz arenosa, maciços de matriz arenosa e mais raramente silto-argilosa, com clastos em maior quantidade do que observados nos metadiamicritos de matriz argilosa.

c) Unidade III – Litofácies de Arenitos Quartzosos.

d) Unidade IV – Litofácies Pelítica Laminada (filitos)

e) Unidade V – Litofácies Areno-Conglomerática

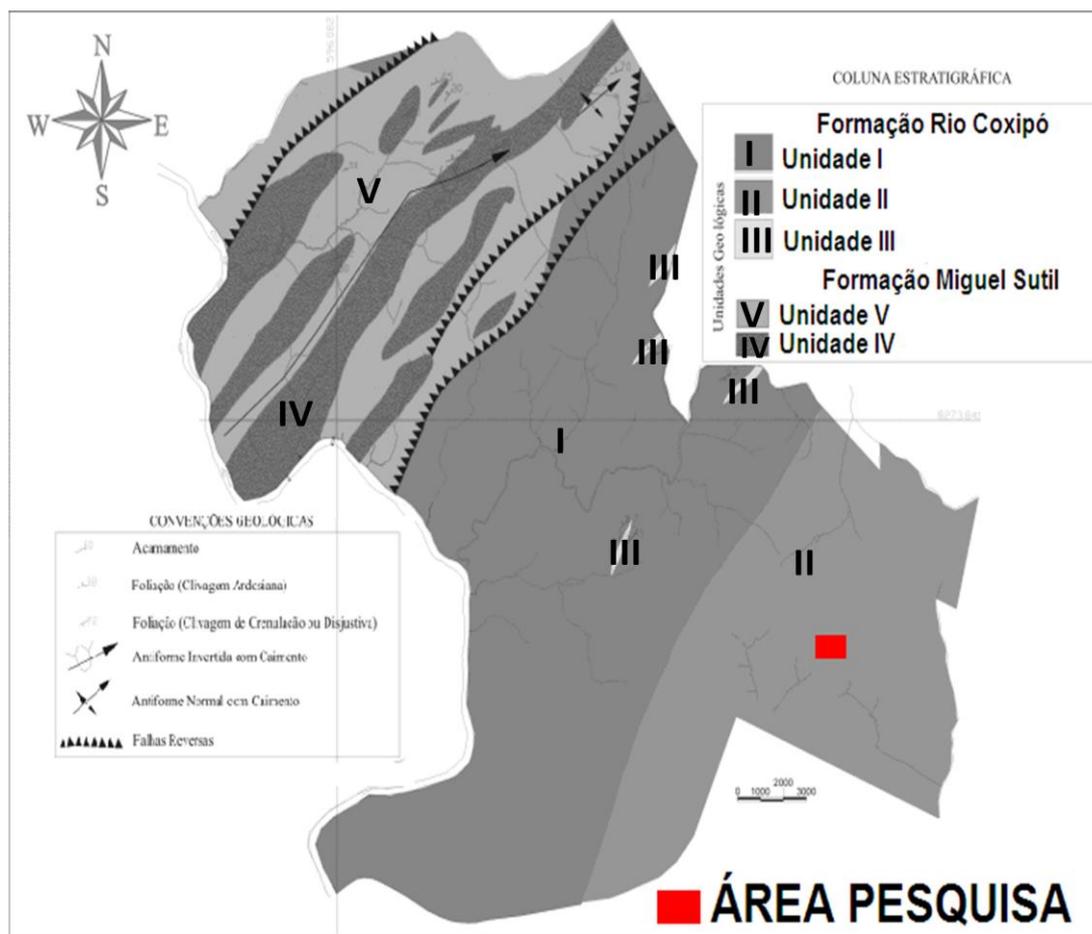


Figura 2 - Mapa geológico de Cuiabá (Modificado de MIGLIORINI, 1999) e a localização da área de estudo.

O sistema aquífero na região é do tipo livre heterogêneo e anisotrópico, com intensa variação lateral e em profundidade. A matriz do corpo rochoso é caracterizada pela inexistência e/ou presença reduzida de espaços intergranulares. A água subterrânea encontra-se, preferencialmente, nas discontinuidades das rochas como fraturas, fissuras, diáclases e outras, isto é, nas porosidades secundárias. A trama e intensidade destas discontinuidades definem o potencial do aquífero. As rochas com este tipo de armazenamento e circulação de águas subterrâneas em hidrogeologia são conhecidas como aquíferos fissurais (MIGLIORINI, 1999).

Os valores de condutividade hidráulica variam muito de um lugar para outro, assumindo comportamento aleatório. Há variações extremas de litologia e estrutura. Dessa maneira, o caráter aleatório das fraturas, associadas às zonas produtoras de água subterrânea localizadas em pontos preferenciais, proporcionam ao Grupo Cuiabá a ocorrência de zonas aquíferas (MIGLIORINI, 1999).

A produtividade das zonas aquíferas dependerá das características do manto de alteração e do grau de fraturamento das rochas. As melhores situações são aquelas com um manto de alteração predominantemente arenoso, com grande espessura, sobreposto a rochas com elevado grau de fraturamento. Situações intermediárias e em diferentes proporções podem ser encontradas no bairro Pedra Noventa (MIGLIORINI, 1999).

As zonas aquíferas do Grupo Cuiabá apresentam grau de vulnerabilidade geralmente alta à poluição das águas subterrâneas. Os mantos de alteração aliados às fraturas das rochas apresentam-se normalmente vulneráveis à infiltração de poluentes, principalmente por coliformes. Nas áreas onde a espessura da zona não saturada é maior, o aquífero tem maior poder de autodepuração e nas áreas onde o nível d'água é raso, a vulnerabilidade à contaminação aumenta (MIGLIORINI, 1999).

No município de Cuiabá há um abastecimento misto; a captação é feita em manancial superficial e subterrâneo. A SANECAP (Companhia de Saneamento da Capital) mantém 11 ETA's (Estações de Tratamento de Água) convencionais e aproximadamente 72 poços tubulares profundos (PTP's) para atender à população da zona urbana e rural. Com esse número de estações e poços, a SANECAP consegue manter uma cobertura de aproximadamente 97% da cidade. Nos poços, a distribuição é feita através dos próprios PTP's que efetuam a pressurização diretamente na rede de distribuição, sem prévio tratamento, apenas a cloração (SNIS, 2003).

A Companhia de Saneamento do Estado de Mato Grosso - SANEMAT foi, durante três décadas, a concessionária responsável pelo gerenciamento dos sistemas de abastecimento e esgotamento do Estado. Porém, com o processo de modernização dos serviços de saneamento, esses sistemas passaram para a gestão municipal, ficando ainda vinte pequenos municípios sob a responsabilidade dessa Empresa. Embora o Decreto-lei n.º 7.358, de 13/12/2000, que autoriza a sua extinção, já esteja em vigor, esses sistemas não foram repassados aos municípios, devido às dificuldades operacionais e tarifárias apresentadas pelos mesmos.

No período de 1990 a 2000, houve uma evolução dos incrementos realizados nos sistemas de abastecimento de água e esgoto da cidade de Cuiabá, atingindo cobertura de rede de esgoto de 52% da população. Apesar de Cuiabá apresentar um total de 57.721 redes de coletas de esgotos cadastrados pela Agência Municipal, apenas 46.259 delas estão sendo

faturadas, o que representa uma cobertura de cerca de 80% em relação à coleta do esgoto. A parcela desse esgoto coletado que recebe tratamento, corresponde a 29%, é tratada na ETE (Estação de Tratamento de Efluente) D. Aquino e atende a um total de 16.929. Os demais sistemas isolados espalhados pela cidade (bairros: Morada do Ouro, CPA e Tijucal) contribuem ainda com 9%, totalizando 38% de esgoto tratado no município de Cuiabá (DOMINGUES, 2000).

A construção do bairro Pedra Noventa ocorreu por produção de loteamento, ocasionado por três agentes: o governo do estado de Mato Grosso, responsável pela implantação do loteamento; os grupos sociais excluídos, representados, em sua maior parte, pela população segregada sócio-espacialmente, cuja perspectiva era a obtenção da casa própria através da autoconstrução; e os proprietários fundiários, beneficiados pela renda da terra. Neste contexto, foi marcante a presença do governo estadual, que atuou como promotor imobiliário através da Companhia de Habitação Popular do Estado de Mato Grosso – Cohab-MT, dotando o loteamento, precariamente, com infra-estrutura e serviços públicos (ROMANCINI et al., 2008).

De acordo com o projeto urbanístico elaborado pela Cohab-MT, o loteamento divide-se em três etapas de ocupação, num total de 8.523 lotes. A população apresentou um rápido crescimento, e o bairro possui 18.648 habitantes, com 6.019 domicílios, dos quais 4.981 são ocupados. Apresenta 382 estabelecimentos não residenciais. A média de pessoas por domicílio ocupado é de 3,74 e a densidade populacional é de 28,29 habitantes por hectare (CUIABÁ, 2001).

A Cohab-MT, foi criada pela Lei Estadual n.º 2.408, de 28 de junho de 1965 (BRASIL, 1995) integrando o Sistema Financeiro de Habitação, na forma do artigo 8º, inciso 2º, da Lei Federal n.º 4.380, de 21 de agosto de 1964, tendo atuado nas obras de infra-estrutura, habitação e regularização fundiária. A implantação de um loteamento, na proporção do Pedra Noventa, foi uma experiência única realizada pela Cohab-MT que, ao executar o projeto, não considerou algumas normas previstas em lei.

Implementado numa situação irregular, o projeto de loteamento em 1965 não obteve a aprovação da Prefeitura Municipal de Cuiabá, sendo somente incorporado à área urbana através da Lei Municipal n.º 3.412, de 30 de dezembro de 1994, que dispõe sobre a

definição dos limites do perímetro urbano do Município de Cuiabá, ampliando a área urbana, de 155,30 km² para 251,94 km² (CUIABÁ, 2001).

A partir de agosto de 1995, a Cohab-MT retornou o processo de aprovação do loteamento à Prefeitura Municipal. Após a regularização fundiária de parte do bairro, em junho de 1998, foram entregues cerca de 4.300 documentos que permitiram a titulação dos lotes.

Segundo documentos da Cohab-MT, o objetivo principal do loteamento era assentar as famílias previamente cadastradas em lotes urbanizados, visando desafogar o processo de favelamento e ocupações de áreas na Grande Cuiabá.

Em 15 de março de 1992, o governador Jayme Campos, através da Companhia de Habitação Popular do Estado de Mato Grosso (Cohab-MT), dispôs de 4.724 lotes com rede de energia elétrica, escola e rede de água, ocorrendo os primeiros assentamentos das famílias (ROMANCINI et al., 2008).

O conjunto habitacional *Vila Voluntários da Pátria* localizado na terceira etapa do loteamento do Pedra Noventa foi entregue à população, em agosto de 1993 decorrente da parceria firmada entre Ministério da Ação Social, Ministério do Exército e Governo de Mato Grosso, construídas com recursos do programa “SOS Moradias”, a fundo perdido, o que representa uma casa sem encargos para os ocupantes (ROMANCINI et al., 2008).

A partir de 1993, começou um movimento de ocupação no entorno do Pedra Noventa, quando os moradores iniciaram a ocupação das áreas circunvizinhas para o plantio de hortaliças e criação de pequenos animais.

O projeto de assentamento denominado “Cinturão Verde Cidade Pedra Noventa” teve início após a intervenção da Secretaria de Segurança Pública e negociação entre os proprietários da terra e a Cohab-MT, onde, numa área de 1.905,33 hectares, seriam assentadas 534 famílias, em chácaras de 2,5 hectares (ROMANCINI et al., 2008).

Entre as obras realizadas no loteamento Pedra Noventa, até o ano de 1995, destacam-se as escolas Dr. Mário de Castro, Malik Didier e o Centro de Atenção Integral à Criança e ao Adolescente – CAIC Prof. Rafael Rueda.

Através das Leis de Abairramento, sancionadas em 1997, o loteamento Pedra Noventa, com suas três etapas de ocupação, foi definido como bairro Pedra Noventa (ROMANCINI et al., 2008).

3.4. Fontes potenciais de poluição das águas subterrâneas

Segundo Apoitia (2003), uma água subterrânea é dita contaminada quando os teores de substâncias introduzidas ficam acima dos valores máximos permitidos pelos padrões de qualidade para consumo humano, no entanto, de acordo com Branco (1991), poluição e contaminação são dois conceitos que normalmente se confundem. Poluição representa um conjunto de ações e interferências diretas (naturais) e indiretas (antrópicas) sobre a qualidade da água e a contaminação se caracteriza por elementos na água que possam prejudicar a saúde.

De forma genérica, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alteram as características físicas, químicas e biológicas do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique a utilização das suas águas para usos benéficos (TUCCI, 1998).

Segundo o Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2008), para que a água seja potável e adequada ao consumo humano, deve apresentar características microbiológicas, físicas, químicas e radioativas que atendam a um padrão de potabilidade estabelecido.

De acordo com a classificação estabelecida pelo *Office of Technology Assessment* (OTA) do Congresso dos Estados Unidos, modificada por Fetter (1993), é possível distinguir as seguintes fontes de contaminação:

a) Fontes projetadas para recepção de substâncias:

- fossas sépticas (águas residuais e esgotos domésticos);
- poços de injeção (resíduos perigosos, *run-off* urbano, esgotos municipais);
- aplicações no solo como fertilizantes (lodos de estações de tratamento, esterco de animais em currais, aviários etc.);

Nitrogênio, fósforo e metais pesados podem originar-se dessas fontes e contaminar as águas subterrâneas.

b) Fontes projetadas para armazenar, tratar ou receber substâncias

- aterros sanitários (lixões urbanos, restos de demolições, lodos de estações de tratamento, materiais tóxicos e resíduos perigosos de fundições ou indústrias);

- valas clandestinas abertas (lixo doméstico queimado, cujas cinzas, diluídas pelas chuvas, podem produzir contaminações da água subterrânea);

- resíduos de mineração;

- vazamentos em tanques de armazenamento (produtos de petróleo, químicos, agrícolas e outros).

c) Fontes projetadas para reter substâncias durante transporte:

- vazamento em oleodutos, gasodutos, esgotos etc;

- acidentes com caminhões e trens condutores de produtos químicos.

d) Fontes produtoras de substâncias em virtude de outras atividades:

- irrigação (percolação do excesso de água de irrigação até o nível freático, levando pesticidas e fertilizantes dissolvidos);

- Aplicação de pesticidas para controle de pragas (ervas daninhas, insetos, fungos etc.);

- Aplicações de fertilizantes (nitrogênio, fósforo, potássio, dos quais apenas o nitrogênio pode se constituir em contaminante);

- *run-off* urbano (sólidos dissolvidos e em suspensão, oriundos das emissões dos veículos motorizados, resíduos de óleos e graxas, fezes);

- percolação de poluentes atmosféricos (emissões de automóveis, fumaças de indústrias, incinerações, etc.). Os poluentes incluem hidrocarbonetos, químicos orgânicos sintéticos, químicos orgânicos naturais, metais pesados, compostos de enxofre e de nitrogênio.

e) Fontes que podem atuar como condutoras da água contaminada:

- poços produtores (óleo, gás, energia geotérmica e água), nos quais os contaminantes podem ser introduzidos durante a perfuração;

- poços mal construídos, com cimentações deficientes, e/ou com revestimentos corroídos, podem constituir-se em vias de contaminação entre aquíferos;

- poços escavados (tipo amazonas), abandonados, podem ser usados como receptores de lixo.

f) Fontes naturais cuja descarga é criada pela atividade humana:

- Interações entre água superficial e subterrânea (indução da água de um rio contaminado em um aquífero);
- Lixiviação natural (minerais dissolvidos de rochas e solos em níveis que podem atingir de 10 a 100 mg.L⁻¹ de sólidos totais dissolvidos);
- Intrusão de água do mar em aquíferos costeiros (avanço regional e ascensão do cone de água salgada pela base das estruturas de captação).

Cada uma das fontes de poluição (física, química e biológica), determina certo grau de poluição do corpo hídrico atingido, que é mensurado através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes. Sendo assim, é importante mencionar casos de fontes de poluição específicas.

3.4.1. Fontes de origem química

Segundo Pereira (2004), dois tipos de poluentes caracterizam a poluição química:

- a) Biodegradáveis: produtos químicos que ao final de um tempo, são decompostos pela ação de bactérias. São exemplos de poluentes biodegradáveis os detergentes, inseticidas, fertilizantes, petróleo, etc.
- b) Persistentes: produtos químicos que se mantêm por longo tempo no meio ambiente e nos organismos vivos. Estes poluentes podem causar graves problemas como a contaminação de alimentos. São exemplos de poluentes persistentes o DDT (diclorodifenitricloroetano), o mercúrio, etc.

Segundo Freeze e Cherry (1979), uma das mais sérias consequências do lançamento de esgotos no solo, através de fossas sépticas, foi a contaminação da água subterrânea por alquil benzeno sulfonatos (ABS). Vários casos de contaminação de aquíferos freáticos pouco profundos nos Estados Unidos foram descritos por Perimutter et al. (1964).

A partir de 1965, a indústria de detergentes substituiu o ABS pelo LAS (alquil sulfonato linear), que é um composto biodegradável em ambiente aeróbio. Sendo assim, os casos de contaminação de poços por detergentes praticamente desapareceram, o que foi até certo ponto considerado surpreendente, porque muitos sistemas sépticos drenam para ambientes anaeróbios de água subterrânea, nos quais os efeitos da biodegradação provavelmente são mínimos. O LAS pode sofrer retardamento por adsorção (FEITOSA, et al., 2008).

As principais origens da contaminação por fontes química estão nas atividades domésticas, industriais, agrícolas e de exploração mineral (artificiais) e intrusões salinas (naturais – induzidas). Assim, a vulnerabilidade dos aquíferos frente aos agentes poluidores depende das características hidrogeológicas e das condições de uso e ocupação do solo (CREPALLI, 2007).

Os esgotos domésticos são uma das principais fontes de poluição química antrópica dos recursos hídricos nas áreas urbanas. No Brasil, o índice de coleta de esgotos domésticos é de 33,5% e o tratamento chega a 35% do total coletado, o que perfaz um índice de tratamento de 11,7% do volume total de esgoto doméstico gerado. É esperado um aumento significativo no volume de tratamento de esgotos, mas, mesmo que o volume seja dobrado, o Brasil ainda vai ficar com um índice de tratamento de esgotos domésticos abaixo de 25% (FINOTI, et. al., 2009).

A utilização das águas subterrâneas no Brasil é geralmente feita de forma empírica, improvisada e não controlada, resultando em frequentes problemas de interferências entre poços, redução dos fluxos de base dos rios, impactos em áreas encharcadas e redução das descargas de fontes e nascentes. No bairro Perda Noventa, a situação não é diferente, além disso, os poços inadequadamente construídos, operados e abandonados sem controle se transformam em verdadeiros focos de poluição das águas subterrâneas, sobretudo, aqueles localizados no meio urbano (APOITIA, 2003).

O impacto da cidade na qualidade das águas superficial e subterrânea ocorre tanto em aspectos de alteração da qualidade quanto na alteração do ciclo hidrológico, com mudanças nos padrões de fluxo e quantidade de água. Ocorre aumento da geração de esgotos domésticos, aumento da atividade industrial e da poluição por ela gerada. A piora da qualidade da água dos recursos hídricos urbanos é, portanto, uma consequência que pode ser observada em praticamente todas as cidades do Brasil (FINOTI, et. al., 2009).

É importante enfatizar que a composição química da água subterrânea é o resultado combinado da composição da água que adentra o solo e da evolução química influenciada diretamente pelas litologias atravessadas, sendo que os teores das substâncias dissolvidas nas águas subterrâneas aumentam a medida que prosseguem no seu movimento (SCHELLE, 2009). Ou seja, as reações e processos físico-químico-biogeoquímicos que ocorrem na zona não saturada e saturada determinam o tipo e quantidade de constituintes presentes na

água. Os principais processos são: dissolução de gases; reação de ácido e base; sorção e troca iônica; dissolução/precipitação de minerais; oxidação-redução e os processos biológicos ou reações de biotransformação (MESTRINHO, 2006).

Uma contaminação nos aquíferos pode levar muito tempo até manifestar-se claramente, devido à lenta circulação das águas subterrâneas, capacidade de adsorção dos terrenos e pequeno tamanho dos canalículos. O notável poder de depuração dos aquíferos, em relação a muitos contaminantes, e o grande volume de água que armazenam, faz com que as contaminações extensas se manifestem muito lentamente e as contaminações localizadas somente apareçam depois de algum tempo.

O lançamento de efluentes industriais insere nas águas uma gama ainda maior de poluentes. O tipo de contaminante depende da natureza da indústria. Normalmente são compostos constituídos por metais variados, matéria orgânica, solventes e hidrocarbonetos. Algumas indústrias ainda podem lançar resíduos de pesticidas ou de medicamentos (FINOTI, et. al., 2009).

Outro contaminante oriundo de sistemas sépticos e presente na água subterrânea é o nitrato, considerado como um dos mais frequentes. Geralmente é transportado com a água subterrânea e não sofre completa redução bioquímica para nitrogênio gasoso (N_2). O comprometimento na potabilidade das águas subterrâneas, em destaque para as áreas mais densamente povoadas, como é o caso de Nova Califórnia, distrito de Porto Velho (RO), estava dentro do esperado, quando comparados aos estudos realizados por Campos (1999) em Mirante da Serra (RO), onde foi encontrada predominância de elevados teores de nitrato (NO_3^-).

Albrecht (2000) classifica como fontes de poluição, as pontuais e não pontuais. As primeiras podem ser representadas em um mapa com um ponto, tais como: um depósito de lixo municipal, lançamento de esgoto de uma pequena cidade ou de uma fábrica; a ocorrência de um acidente ao transportar ou manusear produtos perigosos e postos de distribuição de combustíveis. As fontes, não pontuais abrangem grandes áreas, por exemplo, contaminação por produtos químicos utilizados na agricultura e por massas de ar carregadas como mercúrio, chumbo e produtos (APOITIA, 2003). Ambas as fontes mencionadas acima são fontes de origem química. A Figura 3 ilustra algumas fontes de contaminação da água subterrânea.

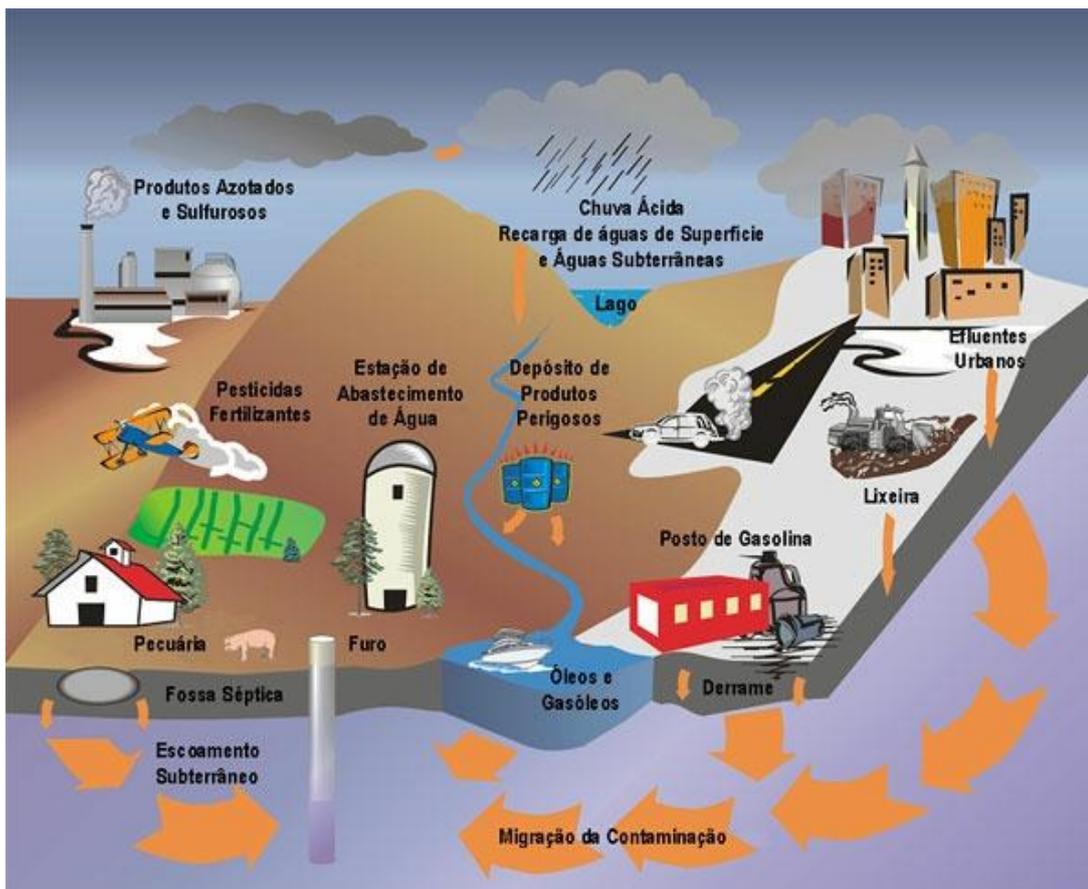


Figura 3 - Fontes de contaminação da água subterrânea (Adaptado FOSTER et al., 2002).

Segundo Apoitia (2003), há uma distinção química das águas que circulam através das diferentes litofácies que compõem o Grupo Cuiabá no município de Cuiabá. Segundo o Diagrama de Piper, 91,7% dos pontos analisados se caracterizam por águas bicarbonatadas cálcicas e magnesianas e 8,3% se caracterizam por águas sulfatadas ou cloretadas sódicas.

Pode-se dizer que há alguns fatores que intervêm no transporte de substâncias em solos são: características do contaminante (solubilidade, densidade, concentração, pH, D.B.O., D.Q.O, etc.); características do solo pelo qual ela percola (granulometria, mineralogia da fração argila, permeabilidade, matéria orgânica, etc.); características do ambiente (tempo de exposição do solo ao contaminante, presença de micro-organismos, condições hidrogeológicas, condições aeróbicas/anaeróbicas e temperatura). A temperatura pode alterar a permeabilidade do solo (muda a viscosidade do fluido, a velocidade de reações químicas e a solubilidade do contaminante) (DYMINSKI, 2006). Assim, a presença de um contaminante na água subterrânea é potencialmente grave se ele possuir quatro

características básicas: ser solúvel na água, resistente a biodegradação, usado em grandes quantidades e tóxico ou nocivo ao homem (APOITIA, 2003).

Estudos a respeito da composição das águas subterrâneas são de fundamental importância, sobretudo em áreas com crescente adensamento populacional onde se busca uma melhor maneira do aproveitamento da mesma em condições de potabilidade aceitável. Sabe-se que um dos maiores problemas enfrentado pelo homem é a poluição dos mananciais, tanto superficiais quanto subterrâneos. O mais grave é que este problema tem origem predominantemente antrópica, decorrente do uso e ocupação desordenada do meio físico, o que tem aumentado de forma significativa os impactos na saúde e na qualidade de vida da população (CAVALCANTE, 1998).

Um aquífero freático, superficial, captado majoritariamente por poços de pequena profundidade, limitado na base por camadas impermeáveis, tem apenas interesse local, para uso doméstico e agrícola, sendo extremamente vulnerável à contaminação química, pela reduzida profundidade do nível freático (1 a 5 metros). Segundo Migliorini (1999), os aquíferos do Grupo Cuiabá apresentam grau de vulnerabilidade relativamente alto à poluição das águas subterrâneas. O manto de alteração, aliado às fraturas das rochas apresentam-se normalmente vulneráveis à infiltração de poluentes. Nas áreas onde a espessura da zona não saturada é maior, o aquífero tem maior poder de autodepuração e nas áreas onde o nível d'água é raso, a vulnerabilidade à contaminação aumenta, facilitando a exposição à poluição por infiltração de substâncias perigosas ou por microrganismos.

Além disso, no que se refere à qualidade da água consumida no meio urbano, verificam-se esforços das autoridades para implantar ações que visem a fornecer à população uma água com boa qualidade, enquanto no meio rural, de um modo geral, essas ações praticamente inexistem (AMARAL et al., 2003).

Em estudo realizado no Reino Unido, verificou-se que muitas fontes particulares tinham suas águas analisadas anualmente ou com menor frequência, apesar de serem fontes expostas a grandes riscos de contaminação por se situarem na área rural. Também se verificou que o risco de se contrair doenças de veiculação hídrica pelo consumo de água de fontes particulares era 22 vezes maior que pelo consumo da água do sistema público de abastecimento (SHEPHERD; WYN-JONES, 1997).

Dados do Fundo das Nações Unidas para a Infância (Unicef) e da Organização Mundial da Saúde (OMS) revelam que quase metade da população mundial (2,6 bilhões de pessoas) não conta com serviço de saneamento básico e que uma em cada seis pessoas (cerca de 1,1 bilhão de pessoas) ainda não possui sistema de abastecimento de água adequado. As projeções da Organização das Nações Unidas indicam que, se a tendência continuar, em 2050 mais de 45% da população mundial estará vivendo em países que não poderão garantir a cota diária mínima de 50 litros de água por pessoa. Com base nestes dados, em 2000, os 189 países membros da ONU assumiram como uma das metas de desenvolvimento do milênio reduzir à metade a quantidade de pessoas que não têm acesso à água potável e saneamento básico até 2015 (ANA, 2006).

Quanto à escolha dos parâmetros analíticos definidos para o monitoramento da água de abastecimento público proveniente de água subterrânea, há urgente necessidade de melhorar, pois se limita, em grande parte, às análises de condutividade elétrica, pH, coliformes fecais e totais, e cloro livre (se utilizado para desinfecção das fontes). Embora esses parâmetros dêem uma indicação da pureza da água, fornecem muito pouca informação sobre a presença ou ausência dos tipos mais frequentes de contaminação da água subterrânea. Por exemplo, se o poço está localizado nas proximidades de uma indústria (incluindo atividades de processamento de metal), é essencial monitorar os próprios metais pesados e os solventes clorados, pois é improvável que os parâmetros de monitoramento em análises rotineiras da água da rede pública indiquem a presença desses elementos (FOSTER, et al., 2005).

As ferramentas de prevenção da poluição e da contaminação das águas subterrâneas adquiriram nas últimas décadas maior importância na gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, não só devido ao aumento da pressão sobre os aquíferos, pela diversificação e extensão geográfica das atividades antrópicas, mas também devido às limitações tecnológicas e aos altos custos da recuperação dos aquíferos (PARALTA; FRANCÉS; SARMENTO, 2002).

3.4.2. Fontes de origem física

Denomina-se poluição física aquela que altera as características físicas da água, as principais são: poluição térmica e poluição por sólidos (PEREIRA, 2004).

a) A poluição térmica: decorre do lançamento da água aquecida usada no processo de refrigeração de refinarias, siderúrgicas e usinas termoelétricas.

b) Poluição por resíduos sólidos: podem ser sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos. Em geral esses sólidos podem ser provenientes da ressuspensão de fundo devido à circulação hidrodinâmica intensa, provenientes de esgotos industriais e domésticos e da erosão de solos carregados pelas chuvas ou erosão das margens.

A turbidez, como uma característica física, desempenha papel preponderante na eficiência da desinfecção, promovendo efeito escudo sobre os microrganismos protegendo-os da ação do desinfetante.

3.4.3. Fontes de origem biológica

A água pode ser infectada por organismos patogênicos, existentes nos esgotos. Assim ela pode conter (PEREIRA, 2004).

- a) Bactérias: provocam infecções intestinais epidérmicas e endêmicas;
- b) Vírus: provocam hepatites e infecções nos olhos;
- c) Protozoários: responsáveis pelas amebíases e giardíases;
- d) Vermes: esquitossomose e outras infestações.

Um dos mais importantes aspectos de poluição das águas está relacionado com a contaminação por coliformes totais e fecais, que está diretamente associado a doenças que tem como veículo a água (APOITIA, 2003). Organismos Coliformes são os indicadores de contaminação recente de fezes. Esse parâmetro permite avaliar de forma indireta o potencial de contaminação da água por patogênicos de origem fecal (REETZ, 2002). Pinfeld (1990), em trabalho realizado nas Filipinas, verificou que crianças que consumiram água altamente poluída com matéria fecal tiveram uma ocorrência de diarreia significativamente maior que aquelas que consumiram águas com menor nível de poluição.

A maioria das doenças nas áreas rurais pode ser consideravelmente reduzida, desde que a população tenha acesso à água potável. Entretanto, um dos maiores problemas das fontes particulares é a ausência de monitoramento da qualidade da água consumida (MISRA, 1975). Encarregar o próprio consumidor de controlar a qualidade da água é uma postura incorreta, uma vez que o seu conhecimento quanto aos riscos que a água pode oferecer à saúde é praticamente inexistente (AMARAL et al., 2003). O uso de água subterrânea

contaminada, não tratada ou inadequadamente desinfetada foi responsável por 44% dos surtos de doenças de veiculação hídrica nos Estados Unidos, entre 1981 e 1988 (CRAUN, 1991).

Em se tratando de captação de água por poços rasos, embora a profundidade do poço, em termos de distanciamento entre o aquífero e possíveis contaminantes de superfície, representasse uma barreira à infiltração de microrganismos, não se verificou uma relação direta entre esta e a contaminação da água do poço. Estudos realizados por Farache Filho (1982) e Reinhardt (1977) demonstraram que a contaminação das águas de poços rasos não se relaciona diretamente com a profundidade dos mesmos.

Os aquíferos freáticos ou não confinados são indubitavelmente mais susceptíveis a contaminações, embora a captação seja menos onerosa, quando comparados aos artesianos ou confinados. Avaliação da qualidade bacteriológica da água bruta de poços freáticos, realizada no Estado de Minas Gerais, apontou contaminação fecal em 81,3% dos aquíferos amostrados, reduzindo-se para 18% a 39,1% para os aquíferos artesianos (PROSAB, 2001).

A primeira medida para minimizar os riscos de contaminação consiste na proteção da borda do poço por meio do revestimento das paredes em alvenaria ou concreto, impedindo o carregamento das águas pluviais para o interior do mesmo evitando o desmoronamento das paredes. Uma segunda escavação com 10 cm de largura, ao longo de 3 m iniciais de parede a ser preenchida, preferencialmente por concreto ou argila e por fim a instalação de uma tampa de concreto e o emprego de bombas manuais ou elétricas - evitando o uso de baldes e cordas - minimizará a possibilidade de contaminação do poço assegurando uma melhor qualidade da água subterrânea (VIANA, 1991).

Estimativa realizada pela American Water Works Association aponta que aproximadamente 40% dos poços empregados no abastecimento público nos Estados Unidos não apresentaram dispositivos básicos de proteção da borda do poço. No Brasil, um primeiro levantamento realizado, em 1972, no município de Ponta Grossa, Paraná, contemplando 5.200 poços indicou que 94% dos mesmos não dispunham de qualquer dispositivo de proteção. Situação similar foi detectada em 1985, na cidade paulista de Araraquara, envolvendo 41 poços rasos utilizados para abastecimento público e, durante a inspeção sanitária, nenhuma unidade foi considerada devidamente protegida (GONZAGA, 1991).

Quando as bactérias são transportadas com a água subterrânea no meio poroso, elas são removidas por filtração e adsorção, de maneira que seu avanço é muito retardado em relação à velocidade do fluxo advectivo. Em áreas médias ou em materiais mais finos, organismos patogênicos e coliformes somente conseguem penetrar alguns metros (KRONE; McGAUHEY; GOTAAS, 1957). Estudos de campo, todavia mostraram que em aquíferos heterogêneos de areia ou cascalho, bactérias oriundas de esgotos podem ser transportadas por dezenas ou centenas de metros na água subterrânea (KRONE et al., 1957; WESNER e BAIER, 1970).

3.4.4. Fontes de origem natural

O conhecimento dos processos físicos, químicos e bioquímicos nas águas facilita a interpretação de dados hidroquímicos, uma vez que a química do sistema aquático é complexa, com grande número de variáveis envolvidas. Nestes sistemas interagem água, minerais, gases e microrganismos.

3.4.5. Processos e reações resultantes da interação água-rocha

A seguir, segundo os conceitos e aplicações de hidrogeologia (FEITOSA, et al., 2008), são discutidos processos e reações que ocorrem nos fluxos subterrâneos e durante a interação água-rocha, temas de fundamental importância para a compreensão e solução dos problemas relacionados à proteção e ao uso das águas subterrâneas.

3.4.5.1. Dissolução dos gases

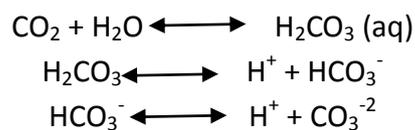
A dissolução dos gases na água modifica sua qualidade. A presença de CO_2 , por exemplo, influencia na alcalinidade e agressividade. A solubilidade de um gás específico, em geral, decresce com a temperatura, e é definida pela lei de Henry.

Os gases comuns na atmosfera, tais como N_2 , Ar, O_2 , H_2 e He, são solúveis na água e apresentam valores de solubilidade próximos, sem variação significativa com a temperatura. Destes gases, o O_2 e o CO_2 são de particular importância nos processos hidrogeoquímicos.

A maior parte do oxigênio presente nas águas naturais vem da atmosfera, por aeração, e da fotossíntese dos vegetais clorofilados, que repõe o O_2 dissolvido na água por

oxigenação. São processos comuns às águas superficiais e que não acontecem diretamente nas águas subterrâneas. Em geral, o nível de oxigênio dissolvido (OD) nas águas subterrâneas é baixo, devido ao consumo por parte dos microrganismos terrestres e reações de oxidação dos minerais de Fe, S e Mn.

A origem do CO₂ é múltipla e sua magnitude varia durante o percurso da água meteórica até zonas mais profundas. As fontes mais expressivas de CO₂ nas águas estão associadas às reações químicas e biológicas no solo, como biotransformação da matéria orgânica, dissolução dos carbonatos dos sedimentos e fenômenos de origem magmática das águas juvenis. No solo, a produção é máxima na parte superior (± 20 cm), onde a matéria orgânica e os microrganismos são abundantes. As reações de equilíbrio químico do CO₂ dissolvido nas águas são as seguintes:



O equilíbrio entre dióxido de carbono (CO₂), íons bicarbonato (HCO₃⁻) e carbonato (CO₃⁻²) tem um efeito tampão sobre o pH da água, razão pela qual a faixa de variação do pH é relativamente pequena nas águas naturais (5-9).

3.4.5.2. Reação ácido-base

A maioria dos compostos inorgânicos e orgânicos, presentes nas águas são classificados como ácido, base ou sal. Águas ácidas (pH < 7) atacam os minerais de forma mais efetiva e aumentam a mobilidade dos elementos nas zonas não saturada. Quando o pH é básico (pH > 7), os metais podem ser imobilizados por precipitação como hidróxidos. Na decomposição da matéria orgânica do solo são produzidos ácidos orgânicos que se dissociam em íons carboxila (COO⁻) e H⁺, reduzindo o pH do meio.

Reações ácido-base acontecem nas zonas não saturadas e saturadas em subsuperfície. As mais significativas envolvem o CO₂, as espécies dissolvidas do carbono inorgânico como CO₃⁻² e HCO₃⁻ e os minerais carbonatos, e controlam o pH das águas.

3.4.5.3. Reações de complexação – quelação

A formação de complexos tem um papel importante na química da água, pois aumenta a mobilidade de metais associados e influencia sua concentração livre na água. Metais tóxicos como Cd, Pb, Cu, U ou Pu, quando na forma de íons complexos, podem ser transportados durante o fluxo subterrâneo.

Numa reação de complexação, um cátion metálico (de origem natural ou não) se combina com agrupamentos de íons ou moléculas (doadores de elétrons), de natureza inorgânica ou orgânica, denominados de ligantes. Os ligantes, SO_4^{-2} , Cl^- , HCO_3^- e OH^- , encontrados nas águas, podem formar complexos com os cátions mais abundantes como: Mg^{+2} , Ca^{+2} , Mn^{+2} , Fe^{+3} , Cu^{+2} , Zn^{+2} etc. As substâncias húmicas presentes na água e solos são agentes complexantes poderosos. A grande concentração de matéria orgânica e de minerais argilosos na zona não saturada favorece reações conjugadas de complexação e sorção de complexos organometálicos.

3.4.5.4. Adsorção e troca iônica

Em função de forças eletrostáticas do tipo *Van Der Waals*, muitos minerais e substâncias orgânicas são capazes de atrair moléculas de água ou íons por simples adsorção. A adsorção química decorre da reação química entre o íon adsorvido e a superfície sólida adsorvente. Por exemplo, a troca do íon pode ser reversa, no caso de águas ricas em sódio percolando através de argilas com alta concentração de cálcio diminui o teor de Na^+ na água e aumenta o de Ca^{+2} .

3.4.5.5. Solubilidade e precipitação

A solubilidade de uma substância é definida como a sua concentração de saturação em água pura, a uma dada temperatura. Substâncias na água existem na forma de sólidos suspensos, colóides e como íons em solução. A água como um bom solvente da natureza dissolve inúmeras substâncias quando em contato. Sendo assim, a presença de uma espécie dissolvida tem influência significativa sobre a solubilidade de outra espécie, particularmente quando existe um íon em comum a ambas. Neste caso, a solubilidade diminui devido ao efeito do íon comum ou aumenta com a força iônica da solução.

A espécie que estava em solução, na forma de íons livres, passa para o estado sólido após o equilíbrio químico, a precipitação ocorre por saturação da solução, através da reação com o soluto ou mudanças de pH e do Eh do meio. Com o aumento do pH muitos metais precipitam na água.

Nas águas subterrâneas, as espécies dissolvidas podem precipitar com o aumento da evaporação (climas áridos) ou quando águas de diferentes composições se misturam.

3.4.5.6. Reações de oxidação-redução

As reações de óxido-redução ou redox acontecem pela transferência de elétrons entre reagente e produtos. Muitas reações são catalisadas por microrganismos, do tipo bactérias, e determinam a natureza de espécies químicas nas águas, como: carbono, nitrogênio, oxigênio, enxofre, ferro e manganês.

Um bom exemplo para ilustrar é a especiação do ferro nas águas subterrâneas. Dentro da faixa de pH dos sistemas aquáticos naturais (5-9), o hidróxido de ferro é a espécie estável predominante, mas em águas profundas, de condições anaeróbicas (baixo Eh), se encontra apreciável quantidade de Fe^{+2} solúvel. Quando estas águas são expostas ao oxigênio atmosférico precipita o $Fe(OH)_3$. É o caso das manchas vermelhas encontradas em bombas que extraem águas subterrâneas ou nas paredes dos poços. Em águas subterrâneas, o Fe^{+3} somente está presente nas águas naturais muito ácidas com $pH < 3$, que são raras.

Em geral, o limite das condições oxidantes no subsolo corresponde à zona de variação do nível d'água do aquífero freático e a profundidade desta zona depende das condições climáticas e geológicas.

3.4.5.7. Velocidade das reações e dos processos

As pesquisas sobre a velocidade das reações e processos físico-químico-biogeoquímicos que se desenvolvem no meio aquático são ainda escassas. A cinética dessas reações é complicada. Algumas reações entre soluto-soluto ou soluto-água são rápidas e a meia-vida é de fração de minutos ou até segundos. É o caso das reações homogêneas, como as reações de ácido-base e de complexação. As reações que envolvem espécies dissolvidas, gases e água são tão rápidas que podem ser assumidas como um equilíbrio no fluxo subterrâneo. A dissolução e precipitação são exemplos de reações heterogêneas com tempo

médio entre dias a 10^6 anos. O tempo nos processos de adsorção-dessorção varia de segundos a dias, mas depende da superfície específica de contato, que é maior na matriz porosa das rochas sedimentares. Para se avaliar a probabilidade destas reações alcançarem o equilíbrio, deve-se considerar o tempo de residência da água no sistema de fluxo e a velocidade das reações. Um esquema comparativo sobre o tempo médio ou a meia-vida de algumas reações é apresentado na Figura 4.

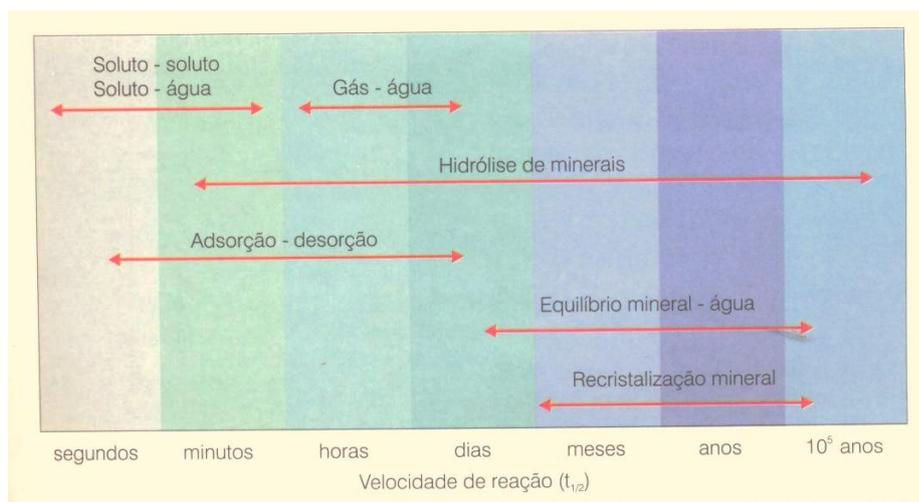


Figura 4 - Esquema comparativo do tempo médio ou meia-vida de algumas reações (Fonte: adaptado de DOMENCIO; SCHWARTZ, 1990)

A velocidade das reações varia de modo significativo com as características do sistema aquífero e/ou com a introdução de substâncias estranhas ao sistema, como os poluentes. A dissolução de gases, por exemplo, afeta o pH da água e modifica as condições redox. A textura, porosidade e permeabilidade da rocha, e presença de minerais particulares, são fatores que aceleram reações de dissolução/precipitação, bem como, a população microbiana afeta a biodegradação de compostos orgânicos e catalisa muitas reações de redox.

3.5. Aspectos físicos, químicos e bacteriológicos das águas subterrâneas

Os constituintes da água subterrânea são derivados das interações entre a água e os diversos sólidos, líquidos e gases que acontecem desde a área de recarga até a descarga. Assim, a origem dos constituintes está associada à qualidade das águas de infiltração, ao tempo de trânsito e tipos litológicos atravessados.

As espécies inorgânicas presentes em concentração maiores que 5 mg.L^{-1} são referidas como constituintes maiores ou principais. Os constituintes menores e traços (0,01-

10 mg.L⁻¹) estão em maior proporção, e sua concentração total pode exceder a dos elementos principais.

Os constituintes classificados como principais são os íons Cl⁻, SO₄⁻², HCO₃⁻, Na⁺, Ca⁺², Mg⁺² e, em algumas situações, os íons NO₃⁻, CO₃⁻², K⁺ e Fe⁺³. Entre os gases dissolvidos CO₂ e O₂ são os principais, ainda que não sejam analisados sistematicamente.

Os constituintes menores incluem os íons NO₃⁻, CO₃⁻², K⁺ e Fe⁺³, além do NO₂⁻, NH₄⁺ e Sr⁺² e outros menos frequentes como Br⁻, S⁻², PO₄⁻², H₃BO₃⁻, NO₂⁻, OH⁻, I⁻, Fe⁺³, Mn⁺², H⁺, NH₄⁺, Al⁺³ etc. Os traços são os íons metálicos As⁺², Sb⁺², Cr⁺³, Cu⁺², Ni⁺², Zn⁺², Ba⁺², Cd⁺², Hg⁺², etc.

A presença de metais na água subterrânea apresenta especial interesse, sobretudo para aqueles cujos limites máximos permissíveis são fixados pelos padrões de água potável. A química ambiental dos traços de metais é complexa, sendo muito difícil prever o comportamento do transporte desses elementos nos sistemas de água subterrânea. Em muitos ambientes subterrâneos, fenômenos de absorção e reações químicas de precipitação são responsáveis por uma movimentação muito lenta dos metais em relação à velocidade da água subterrânea. Não surpreende, portanto, que os casos de contaminação por traços de metais sejam relativamente raros (KAUFMAN, 1974). Mas, nos casos em que realmente ocorre uma contaminação por traços de metais, as consequências podem ser sérias (FREEZE; CHERRY, 1979).

Os microrganismos que vivem na água usam sólidos dissolvidos e suspensos durante o metabolismo, retirando espécies químicas e/ou liberando produtos para água. Os processos biológicos aceleram os processos geoquímicos, uma vez que aumentam a concentração de sais solúveis do solo por degradação microbiana de substâncias insolúveis e retiradas de nutrientes das plantas superiores e do CO₂ do ar do solo, por respiração das raízes.

As transformações mais efetivas ocorrem em climas quentes úmidos, onde a degradação da matéria orgânica é mais rápida. Um dos fatores mais importantes para os processos biológicos é a presença ou ausência de oxigênio, onde se adaptam, respectivamente, os organismos aeróbios e anaeróbios. Além dos compostos de carbono, os nutrientes para os microrganismos são os compostos de nitrogênio: nitrato (NO₃⁻) e amônia (NH₃), fosfatos e sulfatos. Os fatores que influenciam na atividade microbiana são:

profundidade, presença de nutrientes, pH, Eh, conteúdo de sais, temperatura e permeabilidade do aquífero.

3.6. Doenças de veiculação hídrica

A água subterrânea está contaminada quando apresenta microrganismos patogênicos e substâncias químicas em concentrações que afetam a saúde humana.

No caso da contaminação de origem biológica, a forma mais clássica de contato humano com os microrganismos patogênicos é pela ingestão de água, que atua como veículo de agentes causadores de doenças, como diarreia, disenteria, cólera, febre tifóide e hepatite. Os motivos deste tipo de contaminação em poços e nascentes podem ser decorrentes da proximidade do manancial a fossas desativadas ou ativas, de chiqueiros, de vazamentos da rede coletora de esgoto, de depósitos de lixo etc.

As moléstias relacionadas à água dividem-se em quatro grupos que dependem de como ocorre a transmissão. As doenças de veiculação hídrica, propriamente ditas, constituem o grupo no qual o agente patogênico é ingerido junto com a água. Relacionam-se também com a água as doenças passíveis de ser transmitidas durante as atividades de higiene pessoal, no contato com água contaminada e as moléstias cujo vetor apresenta parte de seu ciclo desenvolvido no ambiente aquático (CAIRNCROSS; FEACHEM, 1990).

Distintamente dos agentes químicos, alguns patogênicos são aptos a se reproduzir nos alimentos e nas bebidas, elevando os riscos de infecção. Neste contexto, torna-se difícil determinar o número de microrganismos viáveis capazes de produzir algum tipo de infecção. A Academia Nacional de Ciência (NAS) dos Estados Unidos reportou, em 1977, infecções sucedidas com concentrações entre 10^3 e 10^9 agentes patogênicos por indivíduo, amplitude justificada por fatores como o estado geral de saúde do indivíduo e o tempo de exposição (DEZUANE, 1997). Todavia, a sobrevivência dos microrganismos no ambiente, a temperatura da água e a presença de partículas suspensas e coloidais também são fatores significativos para a prevalência das doenças de veiculação hídrica. Na Tabela 1, são apresentadas as principais doenças de veiculação hídrica e os respectivos agentes etiológicos, sintomas usuais e fontes de contaminação.

Uma análise expedida dos sintomas relacionados às doenças de veiculação hídrica permite inferir a predominância da diarreia entre os mesmos. Este sintoma é definido como

a passagem de três ou mais movimentos intestinais líquidos em 24 horas e assume tal relevância que o termo *enfermidades diarréicas* abarca inúmeras moléstias com nítida interface com a infra-estrutura sanitária das comunidades. Constituem-se no principal fator de morbidade nos países em desenvolvimento, comprovado por dois estudos realizados no início das décadas de 80 e 90 que apontaram, respectivamente, incidências de 2,2 e 2,6 episódios anuais por criança de até 5 anos englobando a América Latina, a África e a Ásia e excluindo a China (HELLER, 1997).

Tabela 1 - Principais doenças de veiculação hídrica.

Doença	Agente etiológico	Sintomas	Fontes de contaminação
Febres tifóide e paratifóide	<i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella paratyphi</i> A e B	Febre elevada, diarréia	Fezes humanas
Disenteria bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Diarréia	Fezes humanas
Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarréia, abscesso no fígado e intestino delgado	Fezes humanas
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarréia e desidratação	Fezes humanas e águas costeiras
Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarréia, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Hepatite A e B	Vírus da hepatite A e B	Febre, icterícia	Fezes humanas
Poliomielite*	Vírus da poliomielite	Paralisia	Fezes humanas
Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Cryptosporidium muris</i>	Diarréia, anorexia, dor intestinal, náusea, indigestão, flatulência	Fezes humanas e de animais
Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> , <i>campylobacter jejuni</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Aeromonas hydrophila</i> , Rotavírus e outros vírus entéricos	Diarréia	Fezes humanas

* Enfermidade erradicada no Brasil.

Fonte: Neves (1998), Von Sperling (1995), Cohn; Cox e Berger (1999).

3.7. Potenciometria

Através da elaboração de um mapa potenciométrico é possível o conhecimento de zonas de descarga, recarga e sentido do fluxo subterrâneo em um aquífero (LUCENA; ROSA FILHO; BITTENCOURT. 2004), em particular no caso de aquíferos livres e rasos. Assim, a obtenção desse tipo de dado representa um dos principais elementos de natureza física a ser obtido em uma área de ocorrência de um aquífero para elucidação de seu funcionamento hidrodinâmico.

A potenciometria se faz importante para a quantificação da recarga de um aquífero, a fim de determinar a sua exploração sustentável, assim como conceber meios de prevenção e remediação de impactos causados por contaminantes.

Muito embora a maioria da exploração do recurso hídrico subterrâneo seja efetuada através de poços de maior profundidade (>100 m), o estudo do fluxo de água subterrânea e do transporte de poluentes em aquíferos livres e rasos é especialmente importante quando se tem em vista a sua grande vulnerabilidade a poluentes, devido a pequena espessura da sua zona não saturada. É possível avaliar a dimensão do problema de contaminação de aquíferos livres e rasos no país quando se combina essas características com dados populacionais levantados em estudos censitários. Estima-se que no Brasil, 40% da população utilizem fossas rudimentares ou não possua qualquer sistema de saneamento. Particularmente em favelas, onde é grande a concentração de fossas sépticas negras próximas a poços cacimba, avalia-se que vivam mais de 1,3 milhão de pessoas, apenas no Estado de São Paulo (IBGE, 1991).

A grande maioria dos estudos envolvendo a elaboração de mapas potenciométricos tem por objetivo verificar o transporte de poluentes presentes em aquíferos rasos e livres. A variação anual da potenciometria em aquíferos livres é outro fator de elevada importância para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos, uma vez que, em última análise será o principal dado para a determinação das reservas hídricas renováveis e para as estimativas de disponibilidades hídricas. Como em aquíferos livres, a superfície potenciométrica coincide com a elevação do nível freático, a análise da potenciometria, na prática, significa o estudo da evolução da superfície freática no tempo e no espaço.

3.8. Estudos de caso de contaminação de água subterrânea no Brasil

Migliorini (1994) avaliou os impactos gerados pela localização de cemitérios em meio urbano, particularmente no que diz respeito às águas subterrâneas. Os resultados das análises físico-químicas e químicas permitiram concluir que a presença do cemitério contribui para elevar a concentração total de íons (Ca^{+2} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), alguns metais e sólidos totais dissolvidos.

Na região de Unaí, em Minas Gerais, foi realizado um estudo que diagnosticou que a principal fonte de contaminação da água subterrânea era a proximidade dos poços em relação a currais, pocilgas, granjas ou áreas de pastagens. De um total de 107 poços analisados, em 57% das amostras analisadas foram detectados coliformes totais e em 24%, estreptococos fecais, sendo estes frequentemente mais numerosos que os coliformes fecais (relação média de 5,0). Não foi detectada a presença de organoclorados, originários de agrotóxicos. Adicionalmente, os poços mal construídos e abandonados constituíam caminhos preferenciais para a contaminação dos aquíferos (MOURÃO et al., 2000).

A contaminação da água subterrânea em área cultivada com cana-de-açúcar foi constatada em Paripueira (AL), conforme análises físico-químicas realizadas durante o período de 1983 a 1996, que apresentaram valores de pH decrescentes de 6,4 a 4,24 e valores crescentes de nitratos entre 0,20 e 8,25 mg.L^{-1} (CAVALCANTE et al., 1996 apud FERREIRA NETO et al., 2002).

Rosa et al. (2004) avaliaram 63 poços rasos tipo cacimba, localizados em áreas urbana e rural de Campos dos Goytacazes (RJ), e encontraram em 28,36% deles a presença de *Escherichia coli*, em 70,15% coliformes totais e em 44,78% coliformes fecais. A contaminação foi atribuída à proximidade entre fossa e poço.

O aquífero Jaciparaná, que é constituído por sedimentos de origem fluvial e colúvio-aluvial, com intercalações de areia, argila e silte com idade terciário-quadernária, é utilizado para abastecimento da cidade de Porto Velho. Foram coletadas amostras de água em 30 poços tubulares. Os teores de nitrato variaram de 0,64 a 26,43 mg.L^{-1} , sendo que 23% das amostras apresentaram valores acima do padrão de 10 mg.L^{-1} . A contaminação foi atribuída à elevada densidade populacional associada ao uso de fossas (CAMPOS et al., 2004).

Na zona urbana de Manaus, foi avaliada a qualidade da água subterrânea em 120 poços selecionados em 6 bairros. Deste total, 61% apresentavam profundidades entre 5 e 40 m. A análise bacteriológica realizada revelou que 60,5% apresentaram água inadequada para

o consumo, devido à presença de coliformes termotolerantes em 38% das amostras, e em 75% das amostras foi detectada a presença de coliformes totais. Concentrações fora dos padrões de potabilidade foram obtidas para ferro, amônia e nitrato. Os problemas de qualidade da água, na região estudada, foram relacionados à falta de saneamento (na área estudada apenas 21,4% das residências estava ligada à rede de esgoto), proximidade poço-fossa inferior a 20 m e má construção dos poços (COSTA; WAICHMAN; APARÍCIO, 2004).

Migliorini (2004) verificou, no aquífero fraturado formado pelos metassedimentos do Grupo Cuiabá, a presença de coliformes totais e fecais em, respectivamente, 50% e 38%, de um total de 162 poços analisados. Estes problemas foram relacionados aos problemas de saneamento básico da região e a inadequadas técnicas construtivas dos poços tubulares profundos (MIGLIORINI, 2004).

Em 15 poços situados em propriedades rurais na área de São José do Rio Preto (SP) foram realizadas 4 etapas de coleta de água (PIRANHA; PACHECO, 2004). Foram detectados coliformes totais (89,6% das amostras) e coliformes fecais (27,5% das amostras). Vírus foram analisados em apenas uma etapa de coleta, tendo sido constatada a presença de adenovírus em 53,3% das amostras e vírus da hepatite em 20% delas. Os adenovírus são responsáveis por infecções oculares, respiratórias e gastrintestinais. Os parâmetros físico-químicos mais frequentemente em desacordo com os limites preconizados pela legislação competente foram turbidez, cor, pH, sólidos totais dissolvidos, nitratos e cloretos. A área caracteriza-se pela ausência de esgotamento sanitário, com inúmeras fossas ativas e desativadas, e poços de captação da água com problemas construtivos.

Estudo realizado em lixão, situado em Feira de Santana (BA), revelou que entre 27 parâmetros analisados, apenas nitrito, cromo total e mercúrio situaram-se dentro dos valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria 1469/2000. Destacaram-se os altos valores obtidos para condutividade, cloreto, sódio, magnésio, sólidos totais e bicarbonatos. Foram observados altos valores de DBO, indicativos da contaminação orgânica. Por outro lado, no caso do grupo dos metais pesados, apenas o chumbo e ferro apresentaram valores significativamente elevados. O chorume, no local, apresentou concentrações de cobre, chumbo, mercúrio, cádmio e cromo inferiores a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (SANTOS et al., 2004).

Em Belo Horizonte, foram pesquisadas duas diferentes situações: um lixão que funcionou de 1967 a 1972 e um aterro sanitário de 1972 até 2004. A pesquisa revelou

elevado índice de contaminação por metais (Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) na água subterrânea sob o lixão desativado há 30 anos, enquanto o aterro sanitário envia o chorume sem qualquer tratamento para um córrego, possibilitando a sua infiltração para contaminar as águas subterrâneas. Esse chorume apresentava elevadíssimas concentrações dos mais variados metais, além de altas taxas de contaminação bacteriológica (coliformes fecais e de estreptococos fecais) (COSTA, 2004).

Foi realizada a análise da presença em água subterrânea dos pesticidas utilizados em região de cultivo de algodão no Mato Grosso. Dentre os pesticidas analisados, foram detectados a atrazina, metolacoloro, carbofuram, parationa metílica, imidacloprido e diurom, todos em baixas concentrações. A ocorrência destes compostos em águas de poços tubulares com profundidades variando de 12 a 70 m mostra a vulnerabilidade das águas subterrâneas na região de estudo, especialmente com o uso continuado dos pesticidas na lavoura da região (SOUZA et al., 2004).

Concentrações de fluoreto, fósforo e nitratos em águas subterrâneas que excederam em dezenas e centenas de vezes os limites máximos admitidos pela legislação brasileira foram identificados em uma região próxima a uma indústria de fertilizantes no distrito industrial de Rio Grande (RS) (MIRLEAN; OSINALDI, 2004). Essa contaminação foi relacionada à precipitação das emissões industriais, tanto nas proximidades das suas fontes como afastadas destas. Isoladamente ocorriam anomalias resultantes da lixiviação dos contaminantes diretamente dos depósitos de produtos e de matéria-prima.

Moura e Hypólito (2007) estudaram o comportamento de íons de chumbo associados a aterros. Os autores constataram que os sistemas de água subterrânea encontravam-se comprometidos por íons chumbo, especialmente por fontes oriundas dos aterros.

Lima et al. (2008) desenvolveram o estudo de aplicação de métodos geoestatísticos para o mapeamento da área de risco em saúde pública no município de Porto-Velho RO e avaliaram a qualidade das águas subterrâneas potencialmente impactadas por nitrato (NO_3^-), através da análise geoestatística. Em 33% dos poços analisados houve comprometimento da potabilidade.

3.9. Tratamento estatístico

Para verificar a forma de distribuição das amostras, os testes de hipóteses mais utilizados são os paramétricos e não-paramétricos. Os testes paramétricos exigem que seja verificada a pressuposição de que os dados coletados sejam normalmente distribuídos e os testes não-paramétricos não exigem que as amostras venham de populações com distribuições normais ou qualquer outra distribuição particular. Consequentemente, testes de hipótese não-paramétricos são, em geral, chamados testes livres de distribuição (TRIOLA, 2008).

Para avaliar a distribuição empírica dos dados e comparar a variação dentre diferentes grupos (sazonalidade), utilizou-se o diagrama de caixa, também conhecido por Box plot, cuja representação ocorre por meio de um gráfico, onde o eixo vertical representa a variável a ser analisada e no eixo horizontal o fator sazonalidade. O Box plot é formado pelo primeiro e terceiro quartil e pela mediana.

O teste de Wicoxon-Mann-Whitney ou simplesmente teste de Mann-Whitney, é o teste não-paramétrico adequado para comparar as funções de distribuição de uma variável pelo menos ordinal medida em duas amostras independentes (SPIEGEL, 1993).

4 - METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos propostos neste estudo, foi necessária a execução de cinco etapas. Em primeiro lugar, foi realizada pesquisa bibliográfica dos trabalhos realizados na região. Em seguida, iniciaram-se os trabalhos de campo com a delimitação cartográfica da área de estudo e a localização dos poços tipo cacimba. Na terceira etapa, iniciaram-se os trabalhos para elaborar o mapa potenciométrico da região. No quarto passo, foi realizada a coleta e ensaios *in situ* das águas subterrâneas, bem como os ensaios em laboratório. Na quinta etapa, iniciaram-se os trabalhos de processamento e interpretação dos dados.

4.1 – Localização e delimitação cartográfica dos pontos de amostragem

Para a obtenção de amostragens representativas, procurou-se selecionar os poços imediatos à fossas negras e que os mesmos fossem distribuídos uniformemente ao longo de toda área, já que o objetivo foi detectar a violação dos padrões de qualidade.

Para identificação dos pontos de amostragem foram realizadas expedições no mês de março de 2010 onde foram selecionados 30 poços em toda a área do bairro Pedra Noventa. Nesta oportunidade foram informados aos proprietários dos poços, os objetivos do estudo e solicitada a autorização para a coleta de amostras de água. Em julho de 2010, iniciou-se o cadastramento dos poços de monitoramento, concomitantemente os mesmos foram georeferenciados e foi determinada a cota da boca do poço.

A fim de avaliar a concentração natural de um poço isento de interferências antrópicas, conhecido como poço de *background* ou valor de branco, procurou-se selecionar um poço a montante do bairro Pedra Noventa.

4.2 – Elaboração do mapa potenciométrico

A confecção do mapa potenciométrico foi realizada nas seguintes etapas.

4.2.1 – Levantamentos das coordenadas geográficas e altitudes

Para a precisão exigida na altitude da boca do poço foi utilizado dois receptores GPS (Sistema de Posicionamento Global) modelo GTR-A com precisão centimétrica. Um dos receptores foi utilizado como base e outro como itinerante. As configurações dos receptores GTR-A (TECHGEO, 2002), móvel e base, foram tratados através do programa Útil. Foram definidos os seguintes parâmetros de aquisição de dados para pós-processamento; gravação contínua; mínimo de 5 satélites; *dilution of precision posicion* (PDOP) máximo de 6; ângulo de corte: 15°; intervalo de gravação 3 segundos e altura da antena 2200 mm.

A escolha da área para instalação do receptor GPS base e do GPS-GTR-A utilizado em campo, teve por critério a ausência de obstáculos para evitar interferências de sinal, local seguro, cercado e de fácil acesso. Sendo assim, a instalação do receptor GPS base foi definida na área da Associação de Deficientes Físicos do Bairro Pedra Noventa. Para obter dados com desvio máximo da ordem de 0,10 m, foi definido um tempo de 20 minutos para a coleta dos dados em cada ponto junto aos poços. Como as cacimbas localizam-se em quintais com árvores, o receptor GPS foi colocado afastado da cacimba e as coordenadas foram corrigidas com trena e bússola. A elevação da boca da cacimba foi transportada com um nível óptico Leica Basic Level e régua graduada em centímetros.

4.2.2 – Processamentos dos dados do GPS

Apesar do GPS ser um sistema tri-dimensional, as altitudes fornecidas por ele está em um sistema elipsoidal diferente daquele em que estão as altitudes obtidas pelos métodos clássicos de nivelamento (geométrico; trigonométrico ou barométrico). Isso faz com que as altitudes GPS não possam ser diretamente comparadas com as altitudes e mapas fornecidos pelo IBGE e outros institutos brasileiros (IBGE, 2010).

A altura elipsoidal obtida pelo sistema GPS deve ser corrigida para o geóide. Desta forma, foi necessário realizar a correção da altura acima do elipsóide (H_e) fornecida pelo sistema de GPS, para a altitude em relação ao geóide (H_g). O ajustamento do elipsóide para o geóide foi efetuado pela ondulação (N_g) do geóide para cada ponto, calculado pela expressão: $H_g = H_e - N_g$. O modelo geoidal utilizado foi o MAPGEO2010 (IBGE, 2010).

A diferença entre as elevações do GPS e da boca do poço forneceu a elevação na boca do poço corrigida. Segundo a equação:

$$(Alt_{GE}) = Alt_{GPS} + dh \quad (Eq.1)$$

onde:

Alt_{GE} é altitude na boca do poço corrigida para o geóide no GPS;

dh é o desnível entre o GPS e a boca do poço

O sistema de projeção utilizado foi o Universal Transversa de Mercator – UTM, com Datum SAD-69. Os dados do GPS Base foram corrigidos pela Estação Base Cuiabá da Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo, distante a menos de 30 km. Utilizando o software EZsurv 2.51 foram ajustados os dados do GPS móvel à base local corrigida. A estação de Cuiabá possui as coordenadas na Zona 21L, E 599.791,609 m e N 8.280.082,107 m e encontra-se a 243,520 m em relação ao nível do mar.

4.2.3 - Altitude na boca do poço

Em campo, quando não foi possível a instalação do GPS móvel próximo ao poço, em virtude de algum impedimento físico, foram realizadas leituras da distância (r) e o azimute (θ) entre a cacimba e o GPS. Assim, a coordenada da boca da cacimba foi corrigida e obtida aplicando as equações 2 e 3 abaixo:

$$Xc = Xgps - r \cdot \coseno \theta \quad (Eq.2)$$

$$Yc = Ygps - r \cdot seno \theta \quad (Eq.3)$$

Onde:

Xc é longitude corrigida para a boca do poço;

Xgps é a longitude do GPS

r é distância entre o poço e o GPS;

θ é azimute da posição do GPS em relação ao poço;

Yc é latitude corrigida para a boca do poço;

Ygps é a latitude do GPS

4.2.4 – Medidas do nível d'água

As medidas do nível d'água foram obtidas através de um medidor de nível eletrônico: freatímetro sonoro marca Jaciri com cabo de extensão de 100 metros, marcado de metro em metro e trena de 5 metros, com escala em centímetros. Foi tomado o cuidado para que as medidas do nível d'água fossem realizadas em período de ausência de bombeamento do poço.

Os poços foram submetidos a três medições de nível, uma no período de estiagem (julho de 2011), outra no início do período das chuvas (novembro de 2011) e a terceira no período de chuva (fevereiro de 2012). As coletas também foram realizadas nessas datas.

4.2.5 – Procedimentos de medidas da carga hidráulica

Os procedimentos até aqui desenvolvidos foram de suma importância para obtenção das elevações na boca das cacimbas com precisão em centímetros, uma exigência para elaboração do mapa potenciométrico. A carga hidráulica foi obtida através da equação (4):

$$h = CB - NE \quad (\text{Eq.4})$$

Onde:

h é carga hidráulica;

CB é cota da boca do poço;

NE é profundidade do nível estático.

Assim, a carga hidráulica (h) é a diferença existente entre a cota na boca (CB) do poço e o nível estático (NE), conforme apresentada na Figura 5.

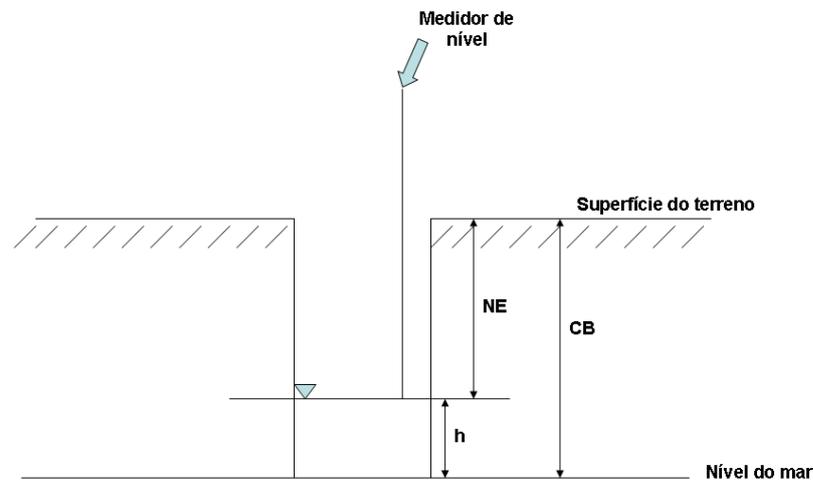


Figura 5 - Procedimento para obtenção da carga hidráulica (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2008).

Este procedimento permitiu a elaboração de um mapa com distribuição da variação na carga hidráulica para os pontos amostrados. Este mapa recebe o nome de mapa potenciométrico, que consiste em um conjunto de isolinhas que representam a superfície potenciométrica da área estudada, onde é possível a identificação das principais direções de fluxo e divisores de água, bem como áreas de recarga e descarga.

4.2.6 - Mapas temáticos e histograma da variação do nível d'água

Os dados referentes às coordenadas XY da boca do poço juntamente com as leituras de altitude e do nível d'água foram tabulados, gerando arquivos independentes com entrada para interpolação pelo método da Krigagem, para cujo fim foi utilizado o Software SURFER, versão 8 (GOLDEN SOFTWARE, 2001).

Neste trabalho o método de interpolação utilizado foi a krigagem linear (JACOB, 2002).

4.3 – Coleta das amostras de água e ensaios realizados em campo

Em julho de 2011, período considerado seco; iniciaram-se as coletas de amostras de água para a realização das análises físico-químicas, sendo concomitantemente determinados no campo as variáveis: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, alcalinidade, temperatura do ar e da água. Estes procedimentos também foram realizados em novembro

de 2011, início do período chuvoso e fevereiro de 2012, período chuvoso. Nos pontos C15 e C17 não foi possível realizar a coleta de água em novembro de 2012, pois a lâmina d'água estava muito fina e no ponto C26 por ausência do proprietário, sendo assim, neste mês foram coletados apenas 27 pontos.

Após a confecção do mapa potenciométrico, foi selecionado o poço raso (BG) para *background* (valor de branco), pois o mesmo estava localizado à montante do fluxo do aquífero freático.

4.3.1 - Preparação dos frascos, materiais e equipamentos para execução da coleta e ensaios em campo

Para a coleta das amostras destinadas às análises de metais, foram utilizados frascos descartáveis de polietileno de capacidade de 500 mL, que foram previamente separados, rotulados e armazenados em uma caixa de isopor para posterior realização da coleta.

Para a coleta das amostras destinadas a análise de ânions e cátions, utilizaram-se frascos descartáveis de polietileno de capacidade de 1000 mL, que foram previamente separados, rotulados e armazenados em uma caixa de isopor para serem encaminhados ao campo.

Os rótulos colados aos frascos continham as seguintes informações: data, horário, local, número de identificação do poço e parâmetro a ser analisado conforme mostra a Figura 6.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS	
LOCAL: Pedra 90_ D. Oriene	
NÚMERO DO POÇO: 1A	
PARÂMETRO A SER ANALISADO:	
<input type="checkbox"/> METAIS	<input type="checkbox"/> CÁTIOS e ÂNIOS
DATA:	HORÁRIO:

Figura 6 - Identificação dos frascos de coleta

Para as variáveis analisadas em campo, foram utilizados dois béqueres, um com capacidade de 500 mL para determinação da temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido e outro de 250 mL utilizado para realizar análise de alcalinidade, bem

como duas provetas para as medidas de volume da amostra e água destilada (branco), uma pipeta graduada utilizada para adicionar o ácido sulfúrico à amostra e dois erlenmeyers, onde as amostras e o branco eram titulados.

A coleta das amostras para análises em laboratório foi realizada após a separação das amostras para execução dos parâmetros *in situ*.

4.4 - Amostragem

As amostras foram coletadas segundo as metodologias indicadas pelo Guia de coletas de amostras de água (CETESB, 2011) e foram analisadas segundo o método 3030-G do Standard Methods of Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005).

A primeira coleta no período de estiagem foi dividida em duas campanhas realizadas entre os dias 5 a 9 e de 18 a 22 de Julho de 2011. Todos os poços estavam localizados em residências no bairro Pedra Noventa. A segunda coleta realizada no início do período chuvoso também foi dividida em duas campanhas realizadas entre os dias 31 de outubro a 03 de novembro de 2011 e entre os dias 08 a 10 de novembro.

No decorrer das coletas, foram tomados os devidos cuidados referentes à preservação, armazenamento e transporte das amostras até o laboratório, a fim de impedir alterações nas propriedades físico-químicas das mesmas. A preservação foi realizada após ambientalização dos frascos com a água do poço amostrado por três vezes, adicionando aos frascos 2,0 mL de ácido nítrico 70% P.A. para as análises de metais e 400 µL de ácido clorídrico 37% P.A. para as análises nitrogênio amoniacal.

Na segunda coleta realizada no mês de novembro as amostras foram preservadas apenas para análises de metais, uma vez que as análises de cátions e ânions foram realizadas por cromatografia iônica, sendo assim desnecessária a preservação.

Para o processo de amostragem foram utilizados amostradores manuais tipo bailers de polietileno descartável, para cada poço foi utilizado um bailer, com o intuito de evitar a transferência de contaminação de um poço para outro. A amostragem foi realizada de forma lenta, a fim de evitar agitação da água dentro do poço. Também foi tomado o cuidado para não haver contato do bailer com o fundo do poço, evitando assim movimentação de sedimento. Em seguida, as amostras foram cuidadosamente transferidas para frascos de

polietileno, com o intuito de evitar a oxigenação das amostras. Para cada parâmetro, foram coletadas amostras em triplicata, como mostra Figura 7.



Figura 7 - Coleta de água subterrânea utilizando amostrador manual

Utilizando amostradores manual bailer e procedimentos de coleta e preservação recomendadas segundo Cetesb (2011), as coletas para as análises bacteriológicas foram as primeiras a serem realizadas e posteriormente transferidas para bolsas plásticas (NASCO) esterilizadas de capacidade de 300 mL contendo tiosulfato de sódio, e EDTA, acondicionadas sob refrigeração, e encaminhadas ao laboratório, como pode ser observado nas Figuras: 8a-f.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 8 - Coleta de amostra de água para ensaio bacteriológico, (a) coleta de água realizada com amostrador manual na boca do poço; (b e c) transferência da amostra coletada para o saquinho esterilizado; (d) fechando o lacre do saquinho; (e) saquinho fechado e lacre do saquinho; (e) saquinho fechado e (f) armazenado sob refrigeração.

Após a execução da coleta, todas as amostras foram preservadas sob refrigeração em caixa de isopor com gelo (temperatura de 4°C) e enviadas ao laboratório, onde foi observado o prazo de 24 horas para a realização das análises.

4.5 - Determinação dos parâmetros físicos e químicos realizados no campo

Para cada ponto amostral foram analisadas as seguintes variáveis: temperatura do ar e da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e alcalinidade. O cálculo dos sólidos totais dissolvidos foi realizado a partir da condutividade elétrica usando o programa Qualigraf (MOBÜS, 2003).

As medidas de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura da água foram feitas de maneira direta em alíquota da amostra transferida para um béquer de 500 mL. Além desses parâmetros, em outra alíquota foi determinada a alcalinidade das amostras por titulação com ácido sulfúrico 0,02N.

As temperaturas do ar e da água foram medidas com termômetro de contato, com limite de detecção 0,5 °C. O equipamento utilizado foi o termômetro com coluna de mercúrio, escala de 0 a 100 °C, com variação de 0,10 °C. A temperatura da água foi o primeiro parâmetro medido após a retirada da alíquota de água do poço amostrado, tomando-se o cuidado de posicionar o termômetro na parte central do béquer a fim de medir a temperatura representativa da amostra e não dispor o béquer em local propício a alterar a temperatura da mesma. Para a determinação da temperatura do ar, o termômetro foi posicionado em local de sombra próximo ao poço amostrado e numa altitude de aproximadamente 1,60 m para a leitura, evitando a interferência de calor do solo.

As medidas de pH foram realizadas utilizando-se um peagâmetro portátil da marca WTW modelo pH340, sendo utilizado o método eletrométrico e ajustado com soluções tampão pH 4,00 e 7,00.

A condutividade elétrica foi determinada pelo método do eletrodo de platina e o equipamento utilizado um condutímetro marca HACH modelo HQ40d multi, previamente verificado com solução padrão de 146,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Para a determinação do oxigênio dissolvido utilizou-se um oxímetro da marca HACH modelo HQ40d multi.

A determinação da alcalinidade de bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos e total foi feita por titulação com ácido sulfúrico 0,02N (FUNASA, 2004). Inicialmente uma alíquota da amostra de água foi transferida para um tubo de ensaio e em seguida adicionou-se duas gotas de ortotolidina para eliminar possível residual de cloro. Utilizando-se uma proveta, foram medidos 100 mL da amostra, e em seguida a mesma foi transferida para um erlenmeyer de 250 mL, seguida da adição de 3 gotas de fenolftaleína. Caso houvesse ausência de coloração da amostra após adição da fenolftaleína, adicionava-se o indicador alaranjado de metila, desenvolvendo uma coloração amarelada na amostra.

O mesmo procedimento descrito acima foi realizado para a determinação do branco, utilizando 100 mL de água destilada.

As amostras foram tituladas em duplicatas, com uma solução titulante de ácido sulfúrico 0,02 N previamente preparada e padronizada, até a inversão da coloração amarelada da solução amostral para alaranjada, no ponto de viragem da titulação, conforme mostra a Figura 9. Anotou-se o volume gasto de ácido para a titulação de cada amostra. Ao final das determinações foi calculada a alcalinidade total das amostras, segundo a equação 5 descrita abaixo (FUNASA, 2004).

$$X_{\text{ppm de alcalinidade total (em termos de CaCO}_2)} = \frac{NA \cdot V \text{ (mL)} \cdot \text{fc} \cdot \text{EgA} \cdot 1000}{V_{\text{amostra}}}$$

Onde:

(Eq.5)

NA: normalidade do ácido sulfúrico – 0,02N;

V (mL): volume do ácido gasto na titulação;

Fc: fator de correção da solução de ácido sulfúrico 0,02N;

EgA: equivalente grama do ácido sulfúrico;

V_{amostra}: Volume da amostra utilizada para a utilização em mL.



Figura 9 - Ponto de viragem na determinação da alcalinidade

4.6 – Análises químicas realizadas em laboratório

As análises físico-químicas para determinação de metais foram realizadas no Laboratório de Contaminantes Inorgânicos (LACI) do Departamento de Química e as análises

bacteriológicas realizadas no Laboratório de Microbiologia Sanitária do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, ambos da Universidade Federal de Mato. As análises dos cátions (Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Li^{+2} , NH_4^+) e ânions (Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{-2} , SO_4^{-2}) foram executadas no Laboratório de Gerência Laboratorial em Ensaio da Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso (SEMA).

4.6.1 - Determinação da concentração de metais

Inicialmente, as amostras foram submetidas a um processo de digestão nitro-sulfúrica para determinação da concentração de metais totais, utilizando-se a metodologia descrita no Método 3030-G Standard Methods of Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). As digestões das amostras foram realizadas em triplicatas acompanhadas de um branco analítico, também em triplicata. Com o auxílio de uma proveta foram medidos 250 mL de amostra, em seguida transferiu-se este volume para béquer com capacidade de 300 mL. Adicionou-se à amostra 5 mL de ácido nítrico P.A. (concentração a 70%). Após adição do ácido a amostra foi levada à uma chapa aquecedora para a redução do volume da amostra até cerca de 20 mL (Figura 10). Após a redução do volume foram adicionados cuidadosamente à amostra concentrada 5 mL de ácido nítrico 70% P.A. e 10 mL de ácido sulfúrico 98% P.A., resfriando-se o béquer contendo a amostra entre as adições. As amostras foram novamente levadas à chapa aquecedora e permaneceram sob aquecimento até o aparecimento de fumos brancos de SO_3 (Figura 11). Ao final do processo de digestão as amostras foram retiradas da chapa aquecedora e reservadas para que atingissem a temperatura ambiente. Após serem digeridas, as amostras foram transferidas para balões volumétricos de 100 mL e completou-se o volume com água deionizada (Figura 12). Em seguida, foram feitas as medidas de absorvância por espectrofotometria de absorção atômica por atomização em chama.



Figura 10 - Redução do volume da amostra



Figura 11 – Fumos brancos de SO₃

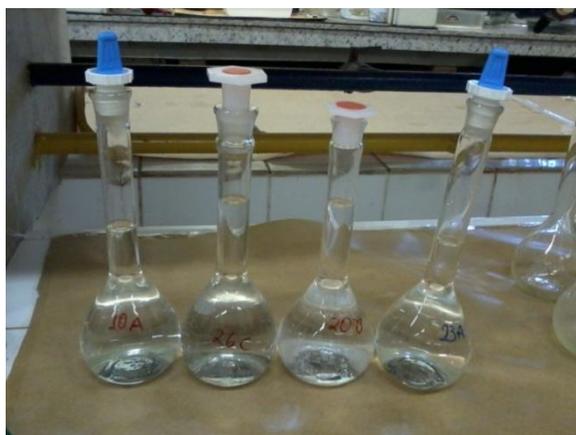


Figura 12 - Diluição das amostras após digestão

As determinações das concentrações dos metais: chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e níquel (Ni) foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica (AAS), Varian modelo SpectrAA 220 com atomização em chama. Para isto foram utilizadas lâmpadas de cátodo oco SpectrAA lamp da Varian para as determinações de Pb, Cd, Cu, Fe, Mn e Ni e para a determinação de cromo (Cr) foi utilizada lâmpada de cátodo oco da C.G LTDA.

As condições de operação variaram para cada metal estudado (Tabela 2). As condições ótimas para determinação multielementar foram estabelecidas conforme recomendações do fabricante.

Tabela 2 - Condições do espectrômetro de absorção atômica para determinação multielementar.

Elementos	Comprimento de onda (nm)	Fluxo de gás (mL.min ⁻¹)	Corrente da lâmpada (mA)	Tipo de gás
Pb	217,0	2,0	10,0	Ar – C ₂ H ₂
Cd	228,8	2,1	4,0	Ar – C ₂ H ₂
Cu	324,8	2,1	4,0	Ar – C ₂ H ₂
Cr	357,9	2,1	10,0	Ar – C ₂ H ₂
Fe	248,3	2,1	5,0	Ar – C ₂ H ₂
Ni	232,0	2,1	5,0	Ar – C ₂ H ₂
Mn	279,5	2,1	5,0	Ar – C ₂ H ₂

Todos os reagentes empregados no desenvolvimento deste trabalho foram de grau analítico e a água de elevada pureza (deionizada).

As soluções estoque dos metais foram preparadas a partir da solução padrão estoque 1000 mg.L⁻¹ certificada da SpecSol, em HNO₃ 1%. A escolha das concentrações da curva analítica foi realizada com base no prévio conhecimento das prováveis concentrações dos elementos e a determinação do limite de detecção e quantificação dos metais, foi realizada através de injeções do padrão de menor concentração alternadas com as amostras, totalizando 10 leituras do padrão. A partir dos resultados, calculou-se o limite de detecção e quantificação de acordo com as equações 6 e 7 (RIBANI, 2004).

$$LD = 3,3 \cdot \frac{s}{S}$$

Onde:

(Eq.6)

LD = limite de detecção;

s = estimativa do desvio padrão da resposta do menor nível de concentração da curva analítica;

S = inclinação (slope) ou coeficiente angular da curva analítica.

$$LQ = 10 \cdot \frac{s}{S}$$

(Eq.7)

Onde:

LD = limite de quantificação;

s = estimativa do desvio padrão da resposta do menor nível de concentração da curva analítica;

S = inclinação (slope) ou coeficiente angular da curva analítica.

A construção de uma curva analítica para a calibração do aparelho e quantificação destes metais foi necessária. Para a construção da curva analítica foram preparados cinco padrões mistos de concentrações variadas por diluição da solução estoque dos metais em HNO₃ 1%.

Após o preparo das amostras e dos padrões procedeu-se às leituras de absorbância das amostras para posterior quantificação da concentração dos metais.

A média das leituras de absorbância do branco foi subtraída da média das leituras das amostras, em seguida o resultado da diferença foi usado na expressão da curva de calibração a fim de obter a concentração no extrato. Para obtenção da concentração real na amostra, multiplicou-se o resultado obtido com a curva analítica pelo volume da amostra final (100 mL), que foi dividido pelo volume inicial da amostra utilizada para o procedimento (250 mL).

Na Tabela 3 é possível verificar os limites de detecção, quantificação e os parâmetros da curva analítica para cada elemento.

Tabela 3 - Limites de detecção e quantificação e parâmetros da curva analítica para leitura da absorbância das amostras coletadas.

Metal	Limite de detecção (mg.L ⁻¹)	Limite de quantificação (mg.L ⁻¹)	A	B	r ²
Pb	0,02	0,07	0,005	0,00006	0,999
Cd	0,02	0,06	0,085	0,003	0,999
Cu	0,07	0,2	0,028	0,000	0,999
Cr	0,03	0,09	0,004	0,000	0,999
Fe	0,07	0,2	0,023	0,003	0,995
Ni	0,2	0,5	0,016	0,001	0,999
Mn	0,04	0,1	0,055	0,000	0,999

A – coeficiente linear, B – coeficiente angular da regressão, r² – coeficiente de correlação da regressão.

4.6.2 - Determinação da concentração cátions (Na⁺, K⁺, Mg⁺², Ca⁺², Li⁺², NH₃) e ânions (Cl⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄⁻³, SO₄⁻²)

Para a determinação do teor de cátions e ânions nas amostras coletadas foram utilizados os métodos modificados: Dionex Application Note 141 e o Method U.S.EPA-300.1 Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography respectivamente, no qual as amostras não preservadas foram filtradas em filtros de membrana de celulose de 0,22 µm de diâmetro; e quando a amostra apresentava-se concentrada de resíduos em suspensão, a mesma era filtrada em membrana de acetato de celulose 0,45 µm (Millipore®). Transferiu-se o filtrado para um frasco antecipadamente identificado e lavado com solução de extran, solução básica e água morna deionizada, em seguida, armazenados sob refrigeração até a execução do ensaio.

Os cátions e ânions presentes nas amostras foram determinados por cromatografia de íons, num equipamento Dionex com detector de condutividade elétrica, modelo ICS 90 e ICS 1000. As condições de trabalho para cada um dos módulos cromatográficos são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Condições de trabalho cromatógrafo iônico – Dionex.

	ICS 90 (Ânions)	ICS 1000 (Cátions)
Coluna cromatográfica	AS9 9-HC	IONPAC CS16
Supressora	AMMS 300	CSRS 300
Fluxo (mL/min)	1,0	0,36
Detector	Por condutividade DS5	Por condutividade DS3
Solução eluente	Carbonato de sódio (Na ₂ CO ₃) 9,0 mM	Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄) 20 mM
Solução regenerante	Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄) 25 mM	-

A quantificação das espécies iônicas foi realizada a partir da curva de calibração pelo método de padronização externa, onde foram construídas curvas analíticas contendo 4 pontos, ou seja, foram preparados cinco padrões mistos de concentrações variadas por diluição da solução padrão estoque Dionex, que apresenta um mix de 6 componentes, tanto o padrão de componentes catiônicos quanto os aniônicos. Este procedimento foi executado para a quantificação dos cátions e ânions presentes nas amostras.

Após o preparo dos padrões e das amostras procedeu-se às injeções para obtenção das áreas dos picos cromatográficos e posterior quantificação da concentração dos ânions e cátions.

Na Tabela 5 é possível verificar os limites de quantificação para cada uma das espécies iônicas analisadas, bem como a faixa de concentração da curva analítica. As concentrações dos cátions e ânions acima dos pontos da curva, as amostras foram diluídas, as que apresentaram concentração abaixo dos pontos, foi realizada a interpolação da curva.

Tabela 5 - Limites de quantificação espécies iônicas analisadas

Cátions e ânions	Limite de quantificação (mg.L ⁻¹)	Padrão 1 (mg.L ⁻¹)	Padrão 2 (mg.L ⁻¹)	Padrão 3 (mg.L ⁻¹)	Padrão 4 (mg.L ⁻¹)
F⁻	0,1	5,0	10,0	20,0	50,0
Cl⁻	0,4	5,0	10,0	20,0	50,0
NO₂⁻	0,4	5,0	10,0	20,0	50,0
Br⁻	0,4	5,0	10,0	20,0	50,0
NO₃⁻	0,4	5,0	10,0	20,0	50,0
PO₄⁻³	0,6	5,0	10,0	20,0	50,0
SO₄⁻²	0,4	5,0	10,0	20,0	50,0
NH₄⁺	0,25	0,25	0,50	1,25	5,00
K⁺	0,5	0,50	1,00	2,50	10,00
Na⁺	0,2	0,20	0,40	1,00	4,00
Ca⁺²	0,5	0,50	1,00	2,50	10,00
Mg⁺²	0,25	0,25	0,50	1,25	5,00

4.6.2.1 – Balanço Iônico

Para a avaliação do balanço iônico foi usado o programa AquaChem versão 3.70. O cálculo foi aplicado em cada amostra para verificar os resultados das análises químicas antes que fossem feitas as análises estatísticas. O erro do balanço aceitável compreende o intervalo entre $\pm 10\%$.

Para melhor representar a classificação da água quanto aos íons dominantes foram elaborados os Diagramas de Piper, utilizando o programa Qualigraf, onde as proporções de

cátions e ânions principais foram extraídos e plotados em dois diagramas triangulares respectivos, e combinadas as informações dos dois triângulos em um losango situado entre os mesmos. Os gráficos mostraram, assim, as proporções relativas dos íons principais, mas não suas concentrações absolutas.

O balanço iônico é definido pela equação 8, onde as concentrações de cátions e ânions estão em meq.L⁻¹ (SCOPEL et al., 2005):

$$\text{Erro do balanço iônico (\%)} = \frac{\Sigma \text{cátions} - \Sigma \text{ânions}}{\Sigma (\text{cátions} + \text{ânions})} \times 100 \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde:

$$\Sigma \text{cátions} = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Mg}^{+2}] + [\text{Ca}^{+2}] + [\text{NH}_4^+] + [\text{Fe}^{+2}]$$

$$\Sigma \text{ânions} = [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{-2}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{NO}_3^-] + [\text{NO}_2^-]$$

4.7 – Análises bacteriológicas (coliforme total, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas)

As análises bacteriológicas foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Sanitária do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Mato.

As análises bacteriológicas para a determinação de coliformes totais e *Escherichia coli* foram realizadas pelo método de substrato cromogênico definido ONPG-MUG (collilert®) e para realizar a contagem de bactérias heterotróficas mesófilas cultiváveis foi utilizado o método de Contagem Padrão em Placas (CPP), fazendo uso da técnica de *Pour Plate* (APHA, 2005).

4.8 – Análise estatística

Para realizar as análises estatísticas, procurou-se desenvolver testes a fim de verificar a distribuição da normalidade da população amostral, o teste Kolmogorov-Smirnov foi utilizado para verificar a qualidade desses ajustes. O teste Kolmogorov-Smirnov mede a distância máxima entre os resultados de uma distribuição a ser testada e os valores associados à distribuição hipoteticamente verdadeira. Segundo Araújo et al (2008), a estatística do teste é dada por D, representando a diferença máxima entre as funções

acumuladas de probabilidade teórica ($F(x)$) e empírica ($F(a)$), o teste apresenta a seguinte forma:

$$D = \text{máx}|F(x) - F(a)| \quad (\text{Eq. 9})$$

A aceitação do ajuste dos dados à função pretendida foi exigente, visto que foi considerado o nível de significância de 95%. Considerou-se a hipótese nula (H_0), distribuição normal e a hipótese alternativa (H_1) distribuição não normal. Quando os valores de $p < 0,05$ rejeitaram-se a hipótese nula, mas quando os valores de $p > 0,05$ aceitaram-se a hipótese nula.

O teste Mann-Whitney, foi executado a fim de testar a diferença ou a igualdade das medianas das variáveis frente à sazonalidade. Esse teste é usado para testar a hipótese nula (H_0) de que duas amostras independentes provêm de populações com medianas iguais (TRIOLA, 2008).

Segundo Farias (2008), um método eficiente de examinar um conjunto de dados, para se ter uma idéia da distribuição consiste na elaboração do gráfico de Box plot que é construído com base no resumo dos cinco números, constituído por: valor mínimo, primeiro quartil (Q1), mediana (segundo quartil Q2), terceiro quartil (Q3) e valor máximo. Formado por uma caixa construída paralelamente ao eixo da escala dos dados (horizontal ou vertical). Essa caixa vai desde o primeiro quartil até o terceiro quartil e nela traça-se uma linha na posição da mediana. Essa caixa, que descreve os 50% centrais da distribuição, é comum a todas as variantes do Box plot. Outra variante bastante comum são os valores atípicos, que são valores afastados da grande maioria dos dados, também conhecidos como valores outliers e extremos, no entanto, os valores que se encontram entre os limites dos valores mínimo e máximo, são conhecidos como valores adjacentes. Dada a escala de mensuração dos dados, os quartis são valores nessa escala que dividem o conjunto de dados em quatro partes, todas elas com o mesmo número de observações. Isso significa que 25% das observações são menores que o primeiro quartil (Q1), 50% são menores que o segundo quartil ou mediana (Q2) e 75% são menores que o terceiro quartil (Q3). A regra adotada para identificação dos valores atípicos se baseia na amplitude interquartil AIQ, definida como a distância entre o primeiro e o terceiro quartis. Quaisquer valores abaixo de Q1 ou acima de Q3 por mais $1,5 \times \text{AIQ}$ serão considerados valores atípicos e terão tratamento especial no Box

plot. Os valores que se encontram abaixo de $Q1-1,5xAIQ$ e acima de $Q3+1,5xAIQ$ são chamados valores outliers, enquanto que os valores que forem maiores que $Q3+3xAIQ$ e menores que $Q1-3xAIQ$ devem ser considerados suspeitos de pertencer à população, devendo ser investigada a origem da dispersão. Estes pontos são chamados de extremos. Possíveis valores atípicos são representados por algum carácter especial.

Para aquisição dos gráficos de Box plot, testes Kolmogorov-Smirnov e Mann-Whitney, utilizou-se o software estatístico SPSS Statistica 19.0 para Windows, e optou-se por elaborar os gráficos para cada um dos parâmetros; avaliando a sazonalidade.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O rápido crescimento demográfico da cidade de Cuiabá vem refletindo nas condições de vida de sua população. O bairro Pedra Noventa não foge a regra, tem problemas quanto ao abastecimento de água e o saneamento básico. É comum a prática de exploração das águas do aquífero freático por poços tipo cacimba, bem como a presença de fossas negras na região. Os pontos de coleta selecionados na região em estudo podem ser observados na Figura 13.

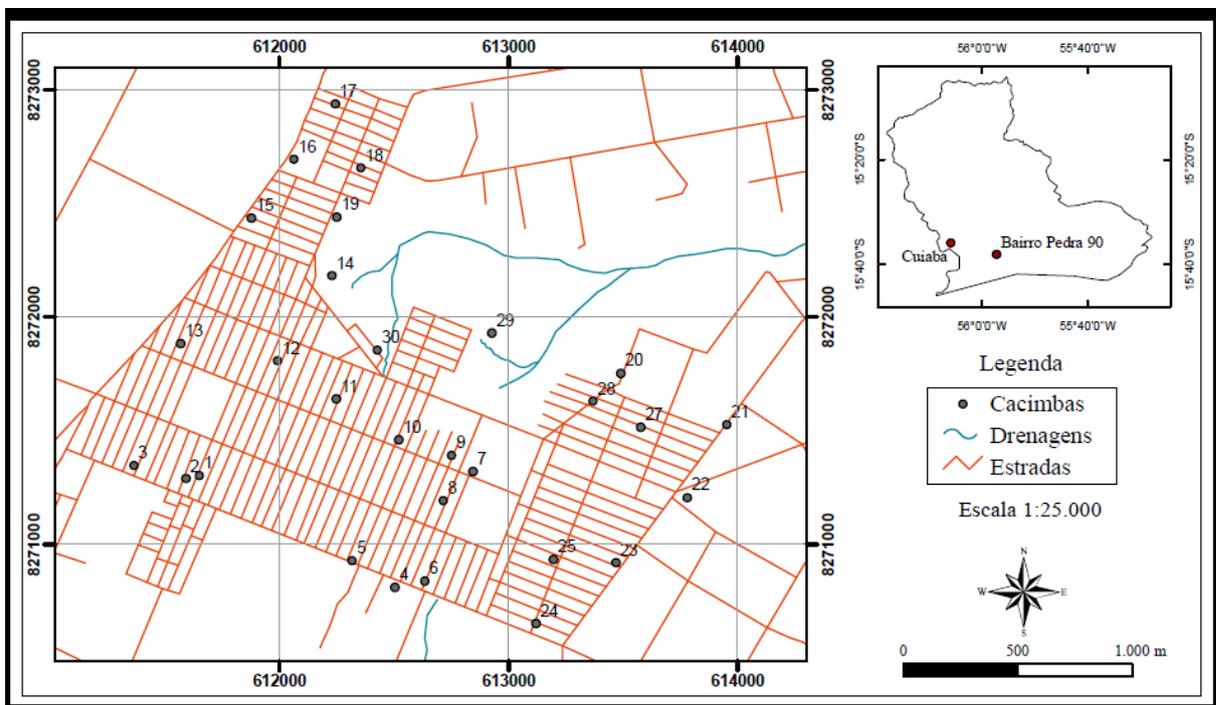


Figura 13 - Distribuição espacial das cacimbas monitoradas na região do bairro Pedra Noventa (Adaptado de Google Earth, 2011)

5.1. Mapas temáticos

Foram escolhidos alguns parâmetros para a elaboração de mapas temáticos. Para a visualização do comportamento do fluxo da água subterrânea foi confeccionado um mapa potenciométrico. E para visualizar o comportamento espacial do pH, sólidos totais dissolvidos, ferro, nitrato, coliformes totais e *Escherichia coli* foram confeccionados mapas de isovalores.

5.1.1. Mapa de isovalores de cota topográfica

A Figura 14 apresenta as curvas de níveis equidistantes de 1 metro. Nota-se, que a maior elevação é de 213 metros na porção sudoeste e sudeste da área, enquanto que, a menor altitude registrada é de 196 metros na porção oeste da área.

Verificou-se que a altitude diminui de sudeste para nordeste. O relevo é classificado como do tipo Rampa Pediplanadas, que ocupam frequentemente a cota de 160 a 200 metros, apresentando suave dissecação, pequena amplitude, baixa declividade de drenagem, amplos interflúvios, topos extensos e aplanados, vertentes com perfil retilíneo, padrão de drenagem subparalelo e dentrítico, vales abertos, planícies aluvionares interiores desenvolvidas (CASTRO JUNIOR et al., 2007). Esta área envolve duas cabeceiras da bacia do rio Arica-açu, uma delas preponderante na porção nordeste e a outra na porção sul da área, como mostra a Figura 14 B. A Figura 14 A mostra os tipos de solos encontrados na área.

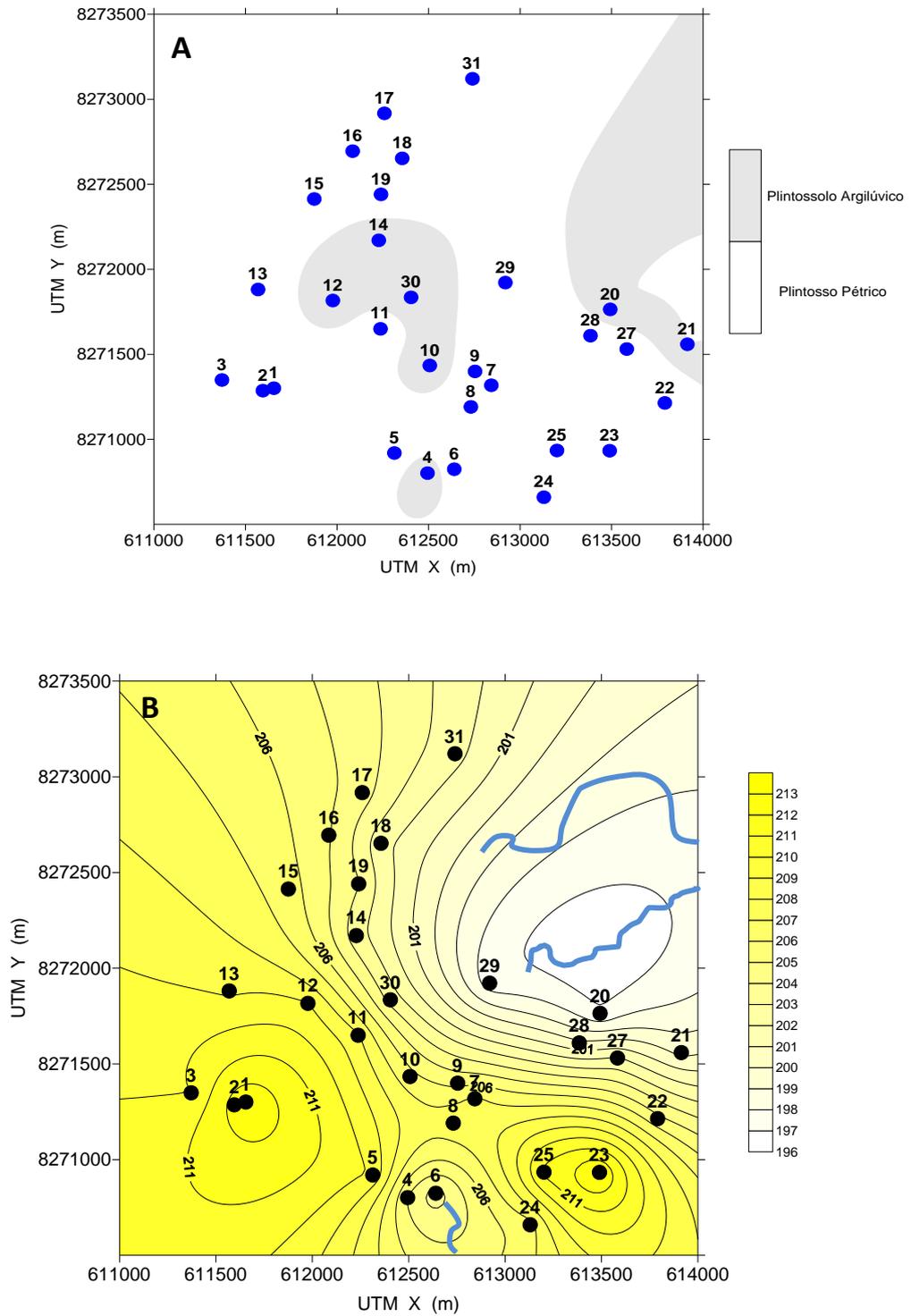


Figura 14 - (A) Mapa da distribuição dos tipos de solos encontrados na área; (B) Mapa de isovalores de cotas topográficas na região do bairro Pedra Noventa.

5.1.2. Perfil do solo e variação do nível d'água

Junto com as medidas de nível d'água, durante os períodos de estiagem e início do período chuvoso, foram efetuadas as descrições dos perfis do solo do interior das cacimbas, quando estas não apresentavam algum tipo de revestimento. O perfil do solo foi descrito em trincheiras segundo a classificação EMBRAPA (2006), o solo na maior parte da área é do tipo Plintossolo Pétrico (Figura 15a) constituído de concreções lateríticas com ou sem cimentação, recoberto ou não por um solo arenoso (Figura 15b). Nas cacimbas localizadas nas regiões topográficas mais baixas, que coincidem com as cabeceiras de drenagem e fundo de vale, predominam solo do tipo Plintossolo Argilúvico (C4, C10, C12, C14, C20, C21 e C30, Figura 15a), que apresenta entre as profundidades de 40 a 200 cm horizonte argiloso com presença de plintita, pouco poroso, e de baixa permeabilidade que dificulta a infiltração das águas de chuva, impedindo a lixiviação e ou quelação conforme observado na Figura 15a.

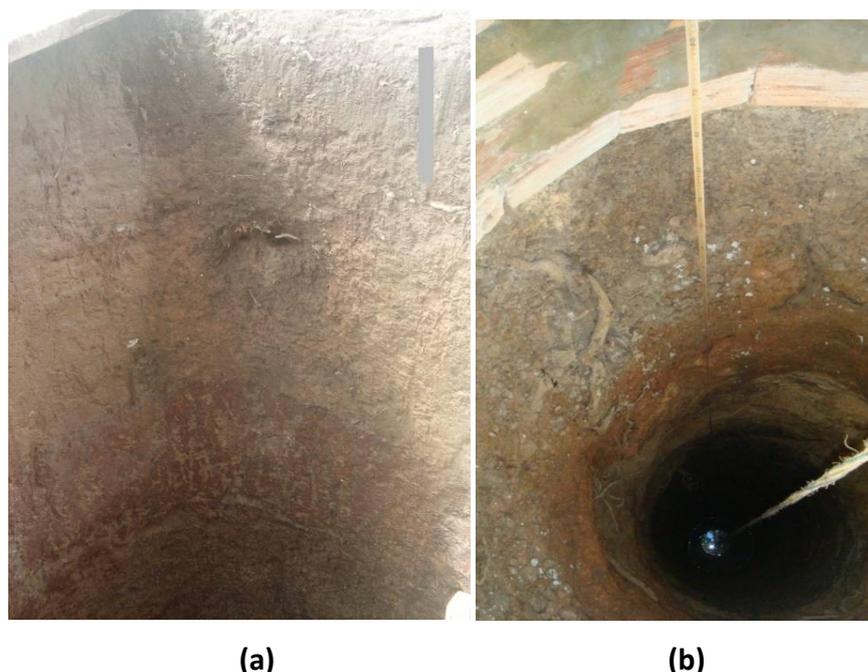


Figura 15 - Perfil dos solos do tipo (a) Plintossolo Argilúvico e (b) Plintossolo Pétrico, exposto nas cacimbas.

O Plintossolo Pétrico e Plintossolo Argilúvico caracterizam-se por apresentar em subsuperfície camada com elevado teor em plintita e petroplintita que se constituem em feições pedológicas com acumulações de ferro na forma oxidada, sendo essa uma provável fonte do ferro para as águas do aquífero freático. Por outro lado, o substrato rochoso desses

solos apresenta grande quantidade de minerais de pirita, constituindo também como fonte primária do ferro.

O nível d'água foi medido nas cacimbas no período de estiagem (julho de 2011), início do período chuvoso (novembro de 2011) e período chuvoso (fevereiro de 2012). A variação do nível d'água é apresentada na Figura 16 e as medidas do nível d'água estão apresentadas no Anexo 1.

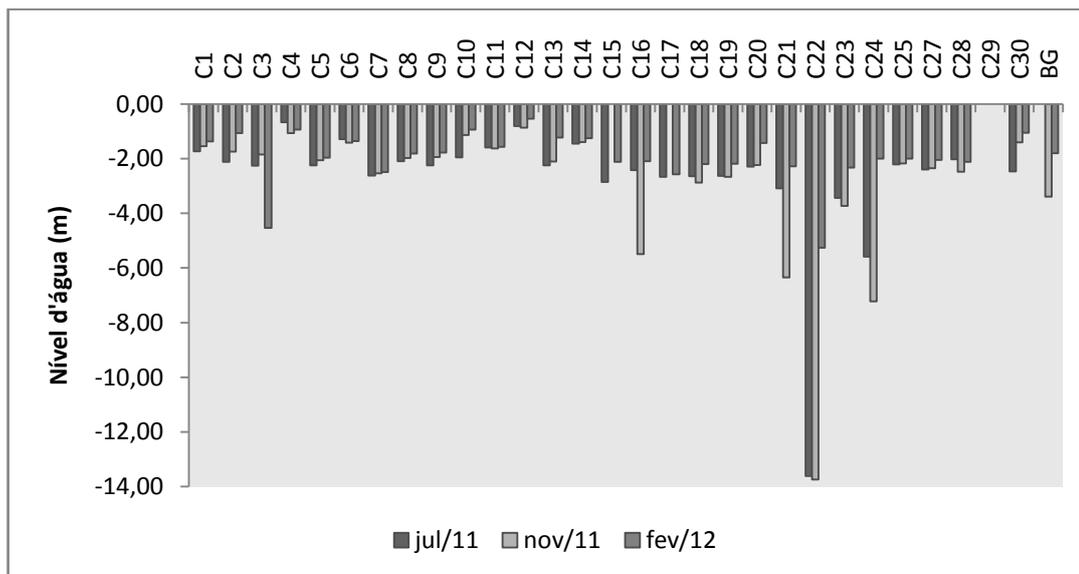


Figura 16 - Nível d'água nos períodos de estiagem, início do chuvoso e período chuvoso.

O nível d'água variou entre o mínimo de 0,0 m (superfície) na cacimba C29 ao máximo de 13,62 m na cacimba C22 para o período de estiagem. No início do período chuvoso, o nível variou entre o mínimo de 0,0 m (superfície) na cacimba C29 a 13,74 m na cacimba C22 e no período chuvoso o nível variou entre o mínimo de 0,0 (superfície) na cacimba C29 m a 5,26 m na cacimba C22. A elevação do nível d'água do período de estiagem em relação ao período chuvoso está associada às precipitações acumuladas no período e o funcionamento hídrico dos solos.

Nota-se que o poço C29 encontra-se com nível d'água na superfície do terreno, tanto no período chuvoso como no período de estiagem. Este fato pode ser explicado pela localização do mesmo, região de fundo de vale.

A percolação da água subterrânea nos três períodos monitorados está relacionada ao regime pluviométrico e também pode estar relacionada à variação pedológica, visto que estes meios têm capacidades diferentes de armazenar e transmitir água, devido os processos de alteração do substrato rochoso e da pedogênese.

É importante ressaltar que à medida que o nível d'água se aproxima da superfície do terreno, no período chuvoso, o aquífero fica mais vulnerável à contribuição de componentes presentes na superfície. É claro que a característica intrínseca do solo quanto à porosidade e permeabilidade, podem ora facilitar a lixiviação e ora dificultar.

Essa variação sazonal do nível d'água, aproximando a água subterrânea da superfície torna a exploração por cacimbas uma alternativa viável economicamente. Entretanto, esse tipo de exploração apresenta sérias restrições de uso em meio urbano, uma vez que são construídos e utilizados sem critérios técnico-sanitários adequados conforme observado na Figura 17. A abertura das cacimbas é muito comum na área de estudo, devido ao fornecimento de água com frequência irregular por parte da agência de distribuição, ou até mesmo por ausência, prejudicando principalmente a comunidade da periferia. Sendo assim, a exploração da água subterrânea surge como uma fonte imprescindível de acesso ao líquido. Também é comum, a abertura de fossas negras para eliminação de efluentes domésticos e esgotos sanitários, por causa da ausência de rede coletora.



Figura 17 - (a) Vista externa da cacimba C20, demonstrando forma inadequada de tamponamento; (b) vista interna mostrando um revestimento apenas sobre a superfície do terreno e exposição do perfil do solo com nível d'água próximo a superfície do terreno.

5.1.3. Direção do fluxo das águas subterrâneas

Os mapas potenciométricos foram elaborados a partir dos dados obtidos de observações do nível d'água nos períodos de estiagem e chuvoso.

Custódio e Lammas (2001), Fetter (2000) e Rebouças (2006) definem um mapa potenciométrico como um mapa que apresenta linhas de contorno da superfície potenciométrica, onde as linhas de fluxo são perpendiculares às tangentes das equipotenciais.

O mapa potenciométrico do aquífero freático da região do bairro Pedra Noventa (Figura 18) mostra um divisor de águas subterrâneas de direção NW-SE cortando transversalmente a área estudada. Uma com fluxo preferencial das águas subterrâneas se dirigindo a nordeste e outra a sudoeste. Isto ocorre tanto nos períodos das chuvas como no período de estiagem.

É interessante observar que a direção do fluxo das águas subterrâneas se dirige no sentido das cabeceiras de drenagem que tem como rio principal o Arica-Açu, mostrando que as águas subterrâneas têm grande contribuição com a manutenção dessas áreas de cabeceiras de drenagem.

Também pode ser observado que o fluxo das águas subterrâneas do aquífero freático estudado coincide com a superfície do terreno, indo das regiões de topografias mais elevadas para as regiões de topografia mais baixa.

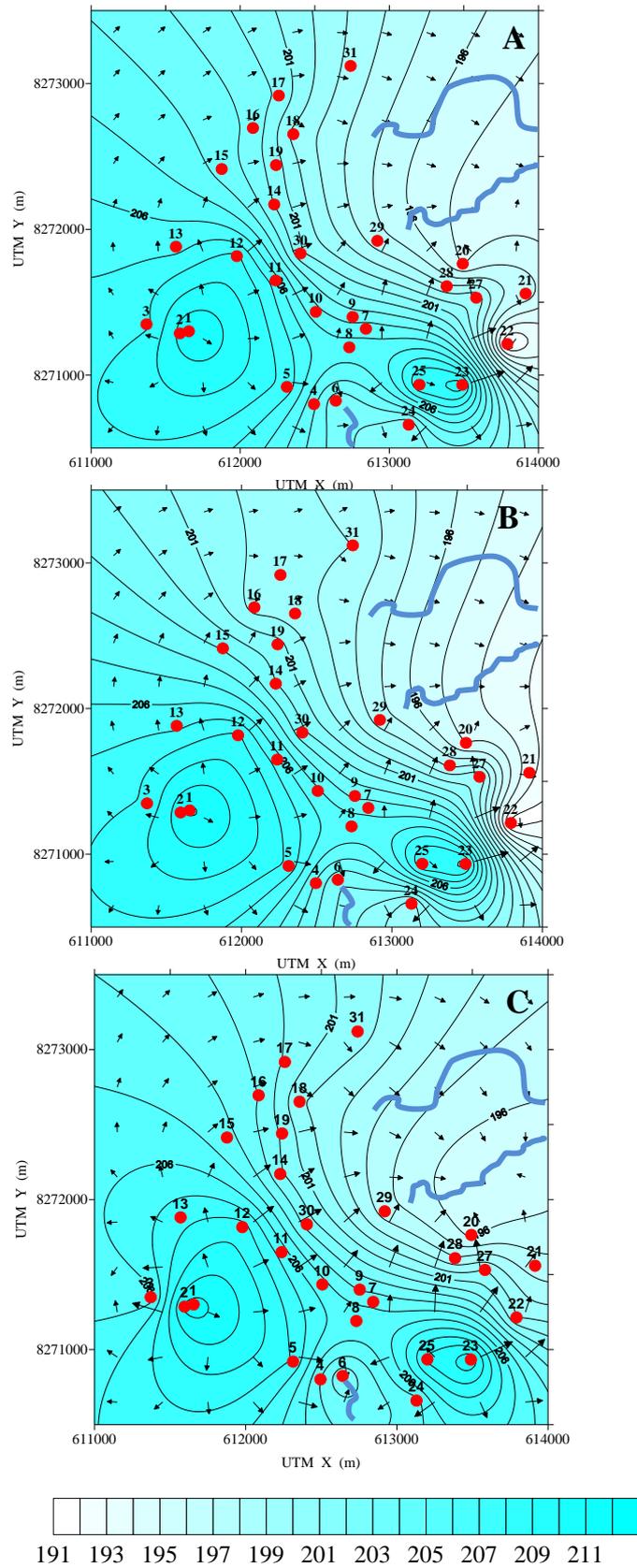


Figura 18 - Mapa potenciométrico do aquífero freático da região do Pedra Noventa; (A) período de estiagem (julho de 2011); (B) início do período chuvoso (novembro de 2011) e (C) período chuvoso (fevereiro de 2012).

5.2. Parâmetros físicos e químicos realizados em campo

O poço 31 foi escolhido como poço de *Background* por se localizar à montante do bairro Pedra Noventa e por acreditar que a provável presença de metais, cátions e ânions estivessem relacionados à contribuição natural e não antropogênica. Porém, foi observado que este poço apresenta altos valores de coliformes totais e fecais, potássio, ferro e fosfato, indicando contaminação de origem antrópica.

Além disso, também é importante observar que em trabalhos desenvolvidos com análises de água subterrânea, a coleta é realizada após o bombeamento por alguns minutos, para evitar amostras estagnadas e/ou contaminadas, não representativas do aquífero. No entanto tal procedimento não foi possível de ser executado, tendo em vista o inconveniente que poderia provocar aos proprietários, uma vez que os mesmos utilizam da água do poço para atender suas necessidades básicas.

5.2.1. Temperatura do ar e da água

A temperatura da água é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. E possui a capacidade de influenciar a maioria dos processos físicos, químicos e biológicos, bem como, outros processos como a solubilidade dos gases dissolvidos.

Os valores de temperatura da água subterrânea praticamente não variaram, conforme mostra o Anexo 2, apresentando média em torno de 28,0 °C, com valor mínimo de aproximadamente 26 °C e máximo de cerca de 30 °C (Figura 19).

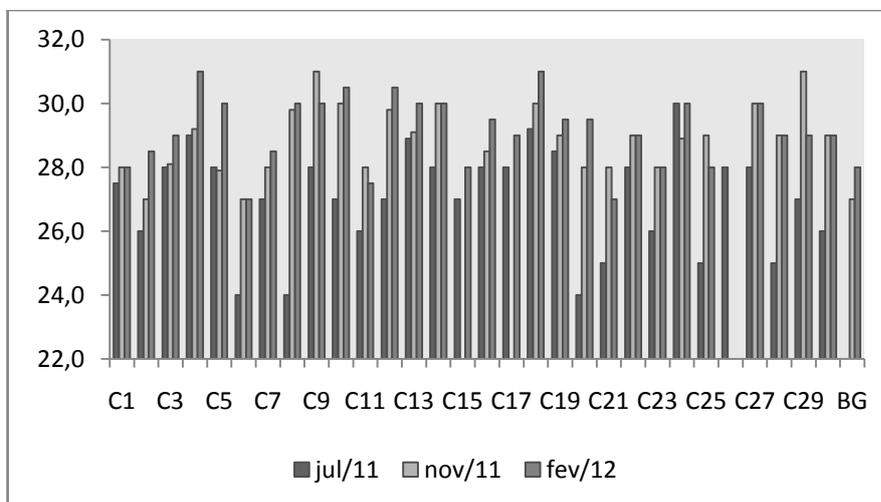


Figura 19 - Temperatura da água

Apesar da pequena variação de temperatura, é possível perceber que no mês de julho (período de estiagem) houve uma maior diferença entre os valores (24-30 °C) e a mediana foi maior no período de chuva (Figura 20). Isso pode ser explicado, pois as águas do aquífero freático (pouca profundidade) estão mais suscetíveis às variações climáticas.

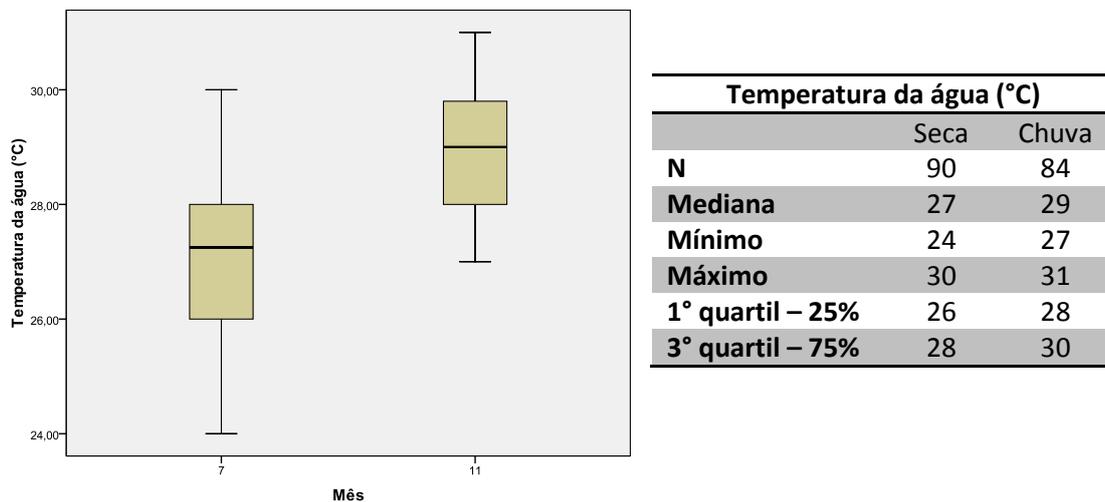


Figura 20 - Box plot da temperatura da água (°C) durante o período de julho e novembro de 2012.

Como era de se esperar as águas apresentaram menores valores de temperatura, no mês de julho, inverno (Figura 20), este resultado foi comprovado também pelo teste de Mann-Whitney, cujo valor de $p=0,00$ torna aceitável a hipótese alternativa, de que as medianas são diferentes de acordo com a sazonalidade. Isso pode ser explicado pelas mudanças da temperatura atmosférica. Embora as águas subterrâneas apresentem uma amplitude térmica pequena, isto é, sua temperatura não é influenciada pelas mudanças da temperatura atmosférica, no entanto exceções podem ser encontradas nos aquíferos pouco profundos, como é o caso da região em estudo.

Segundo a classificação de temperatura de Custodio e Llamas (1983), as águas da região estudada são classificadas como hipotermiais, uma vez que a temperatura máxima registrada foi de 30 °C e a mínima em torno de 25 °C.

Conforme pode ser observado na Figura 21 verifica-se que os valores de temperatura do ar variaram entre o mínimo de aproximadamente 22 °C e o máximo perto de 37 °C, com média de 30 °C (os valores de medidas da temperatura do ar também podem ser verificados no Anexo 2). Embora se tenha observado menores temperaturas nos meses de julho e

novembro de 2011 (período de estiagem e início das chuvas respectivamente), nota-se que cerca de 60% dos valores de temperatura de julho apresentaram-se ligeiramente menores que os valores de temperatura de novembro de 2011.

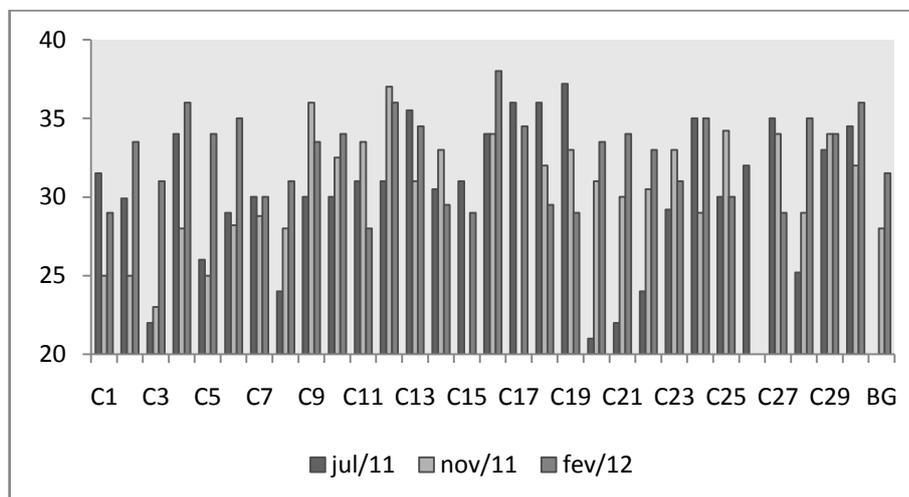


Figura 21 - Temperatura do ar

5.2.2. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

O cálculo do teor de sólidos totais dissolvidos (STD) foi obtido por meio do programa Qualigraf disponível na Fundação Cearense de Metrologia e Recursos Hídricos (MOBÜS, 2003), que estima o teor dos STD a partir dos valores de condutividade elétrica, multiplicando esta por um fator de 0,65, considerado aceitável para uma região de clima quente e água não muito salina.

A concentração média dos sólidos totais dissolvidos foi de $126,0 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando valor mínimo de 30 mg.L^{-1} e valor máximo de 441 mg.L^{-1} . Porém a maior dispersão dos valores obtidos foi para o período chuvoso, com desvio padrão de $121,4 \text{ mg.L}^{-1}$ como pode ser observado na Figura 22 e no Anexo 3, embora o teste de Mann-Whitney não tenha apresentado diferença de medianas frente a sazonalidade, pois o valor de p foi igual a 0,104, tornando aceitável a hipótese nula, de que as medianas são iguais para os dois períodos avaliados.

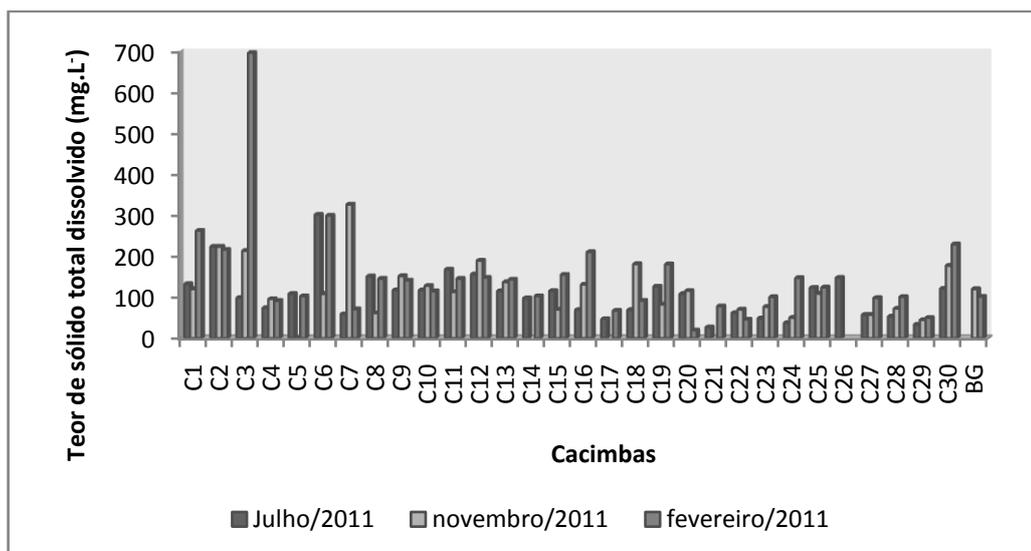
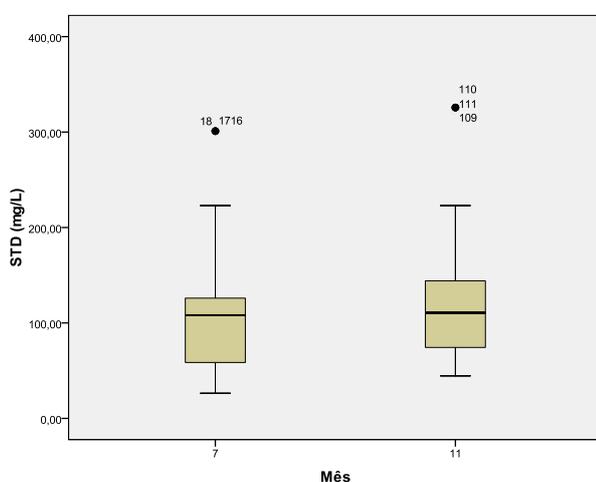


Figura 22 - Valores do teor de sólidos totais dissolvidos para as amostras coletadas nos meses de julho e novembro de 2011 e fevereiro de 2012.

É importante frisar que a amostra C3, apresentou valor extremamente maior do teor de sólidos totais dissolvidos para o período chuvoso em relação a todos os outros pontos amostrados, neste ponto não há utilização da água, ou seja, a água do poço não é bombeada, é revestido por manilhamento e tem profundidade de aproximadamente 5,0 m. A amostra C6 também apresentou valor razoavelmente alto de aproximadamente 300 mg.L⁻¹ para o período de estiagem e início das chuvas (julho e novembro de 2011 respectivamente), em ambos os períodos a estação C6 destaca-se com valores outliers, como mostra a Figura 23, possivelmente devido a sua localização facilitar a aquisição de íons os quais refletem no parâmetro em questão. A amostra C7 apresentou valor alto para o teor de sólidos totais dissolvidos para o período de novembro de 2011.



Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)		
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	108,10	110,65
Mínimo	26,40	44,50
Máximo	301,00	325,70
1° quartil – 25%	58,60	73,28
3° quartil – 75%	126,00	147,80

Figura 23 - Box plot do teor de sólidos totais dissolvidos (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) estabelece como limite máximo permitido para consumo humano o teor de 1000 mg.L^{-1} de sólidos totais dissolvidos. Foi possível observar que nenhum poço apresentou valor superior ao da Portaria 2914/2011, no entanto foi verificado que os valores dos STD são mais elevados no início do período chuvoso e período chuvoso. Em contrapartida, no período de estiagem os valores diminuíram. Esse comportamento pode ser explicado como resultantes do efeito de lixiviação e percolação dos minerais contidos no solo, efeitos estes mais intensos no período chuvoso.

A distribuição espacial do teor de sólidos totais dissolvidos foi mapeada utilizando o programa Surfer versão 8 (GOLDEN SOFTWARE, 2001), os mapas de acordo com a sazonalidade podem ser observados na Figura 24, onde percebe-se que à medida que o período de estiagem se aproxima do período chuvoso, ocorre um aumento do teor de sólidos totais dissolvidos ao longo da área de estudo. No período de estiagem, as maiores concentrações de STD se encontram a sudoeste da área, a medida que se inicia o período chuvoso aumenta também a concentração de STD na região noroeste.

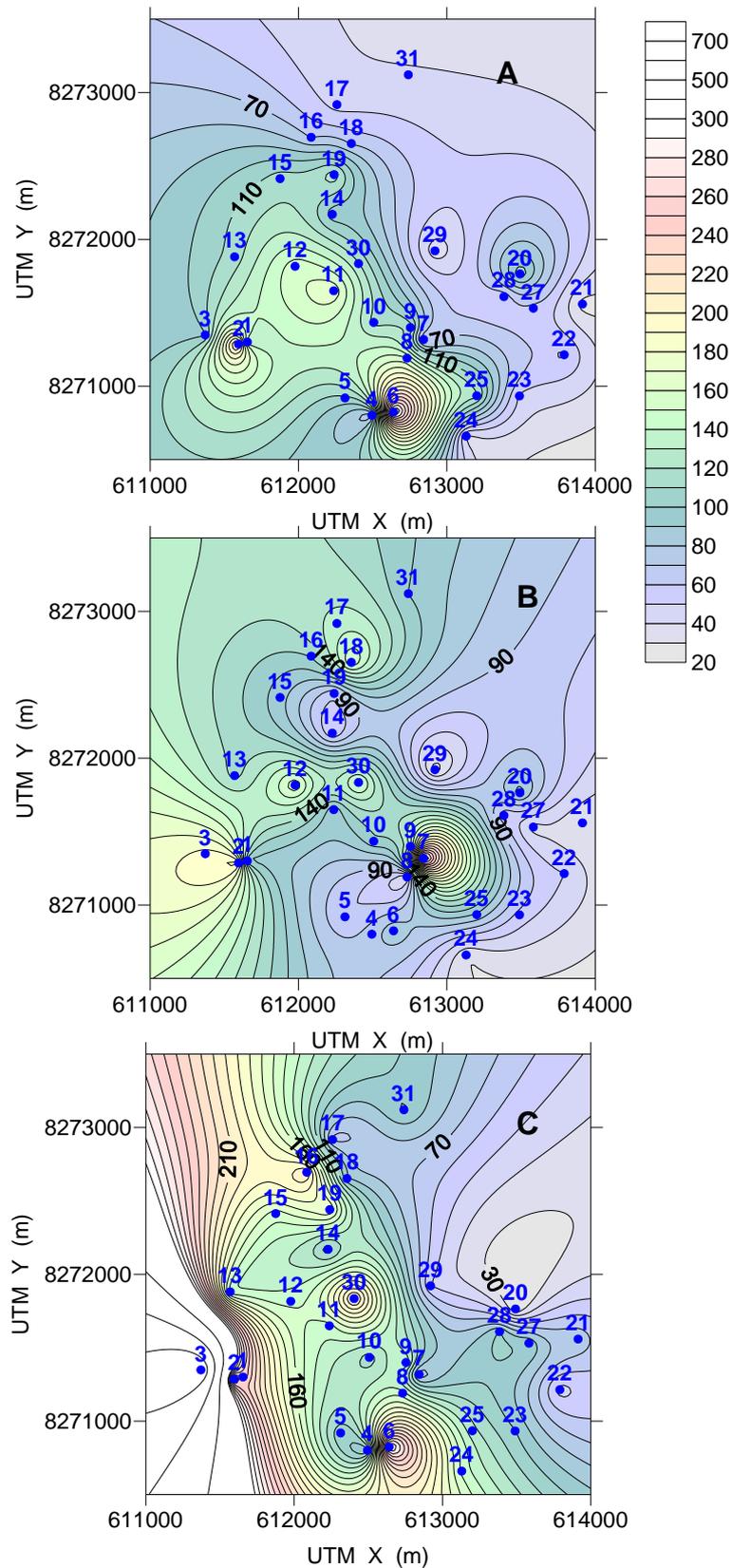


Figura 24 - Mapas da distribuição espacial do teor de sólidos totais dissolvidos; (A) no período de estiagem; (B) início do período chuvoso e (C) período chuvoso.

5.2.3. Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais importantes na avaliação da qualidade da água. Provém do ar e tem importância vital para a respiração dos organismos aeróbios. O lançamento excessivo de compostos orgânicos nos cursos d'água, como resíduos de indústrias e esgoto doméstico, pode provocar a proliferação de organismos, cuja respiração causa a redução ou o consumo total do oxigênio dissolvido na água (SEMA, 2010).

Segundo Feitosa et al. (2008), o valor de OD normalmente encontrado em águas subterrâneas varia de 0 a 5,0 mg.L⁻¹. Embora os valores médios estejam dentro do estipulado por esses autores, o intervalo de valores não foi o mesmo, isso pode ser explicado pelo fato das águas analisadas neste trabalho serem de aquífero freático.

Embora normalmente o oxigênio dissolvido não seja um parâmetro importante no estudo das águas subterrâneas profundas, neste trabalho foi avaliado por se tratar de um aquífero freático. O oxigênio dissolvido em águas superficiais degradadas; depende das atividades químicas, físicas e bioquímicas do sistema. A análise de OD é um teste-chave em poluição de águas e é fundamental para manter e verificar as condições aeróbicas num curso d'água que recebe material poluidor. A sua relação com a temperatura da água é a seguinte: diminuindo-se a temperatura da água, aumenta-se a solubilidade de O₂. Em temperaturas mais elevadas, as reações químicas ocorrem mais rapidamente, havendo consumo maior de O₂ pela matéria orgânica como consequência (CELLIGOI, 1999).

A partir da Figura 25 e do Anexo 4, verifica-se que a média das amostras apresentaram aproximadamente valor de 4,0 mg.L⁻¹, variando de 2,0 mg.L⁻¹ a 6,5 mg.L⁻¹. Para o período de estiagem um número maior de amostras, cerca de 30% apresentou OD acima do valor normalmente encontrado por Feitosa e Manoel Filho, (2008) que fica entre 0 e 5 mg.L⁻¹.

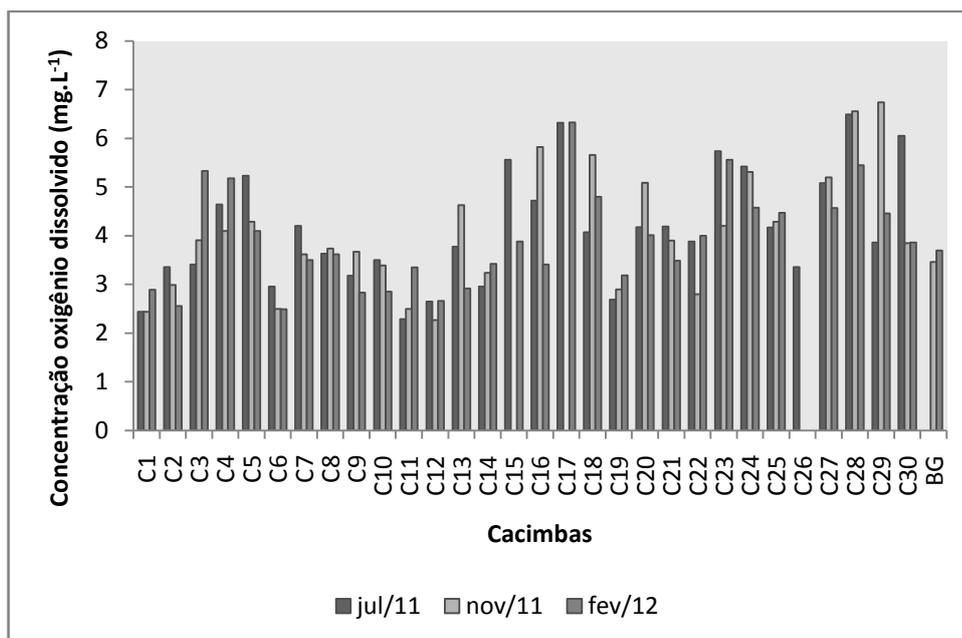
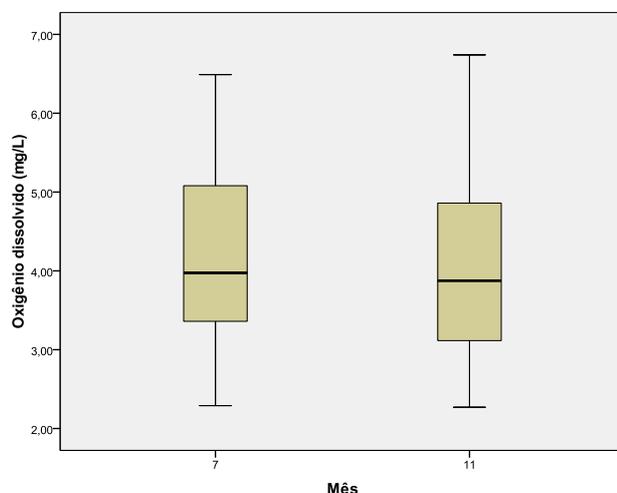


Figura 25 - Valores de oxigênio dissolvido em amostras de água coletas em julho e novembro de 2011 e fevereiro de 2012.

Verifica-se a partir da Figura 26, que os valores das medianas são equivalentes para ambos os períodos, cerca de $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$, o mesmo resultado foi obtido através do teste de Mann-Whitney, cujo valor de $p = 0,626$, torna aceitável a hipótese nula de que as medianas são iguais frente a sazonalidade. O processo de difusão do oxigênio na massa hídrica é muito lento, mas pode ser acelerado pela agitação e turbulência da água (SEMA, 2010), talvez a menor dispersão dos dados quanto ao teor de oxigênio dissolvido no período de estiagem tenha sido provocado pela menor agitação e turbulência da água devido a menor lixiviação e percolação neste período.



Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})		
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	3,98	3,88
Mínimo	2,29	2,27
Máximo	6,49	6,74
1° quartil – 25%	3,36	3,05
3° quartil – 75%	5,08	4,98

Figura 26 - Box plot do teor de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.

Embora neste trabalho esteja sendo estudada a água subterrânea, nas águas superficiais, além da temperatura a pressão parcial que o gás oxigênio exerce sobre a superfície da água igualmente é uma questão que influencia a solubilidade do O₂ na água, tal regra é regida pela Lei de Henry. Embora insignificante quando comparada à temperatura, a salinidade também influencia na capacidade da água em dissolver O₂. O aumento da salinidade diminui a solubilidade do O₂ na água. Assim, a quantidade de minerais ou a presença de elevadas concentrações de sais dissolvidos na água em decorrência de atividades potencialmente poluidoras podem, mesmo que em pequena intensidade influenciar o teor de OD na água (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005).

5.2.4. Potencial hidrogeniônico (pH)

O parâmetro pH (potencial hidrogênio) é a medida da concentração hidrogeniônica, ou seja íons H⁺ presentes na água. Calculado como o logaritmo negativo da concentração de H⁺ é resultante inicialmente da dissociação das próprias moléculas da água e posteriormente acrescida pelos íons hidrogênio provenientes de outras fontes. O pH é essencialmente função do gás carbônico dissolvido e da alcalinidade da água, assim pode indicar condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade da água e pode ser resultante de fatores naturais e antrópicos (ROCHA, 2008).

Em estudo realizado pela FUNASA (2007) com o tema: cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas região de Cuiabá e Várzea Grande – MT, os valores de pH mostraram tendência ácida para as águas subterrâneas dos dois cemitérios monitorados. É interessante observar que das 125 medidas de pH, somente 24 estiveram dentro do VMP. Esta tendência ácida para as águas subterrâneas não deve estar relacionada com a presença de corpos em decomposição, visto que os poços de background também apresentaram pH com tendência ácida. No entanto, observa-se também, que os valores de pH permaneceram relativamente homogêneos durante todo o período de monitoramento.

Nos poços estudados, os resultados de pH encontrados indicaram uma água levemente ácida, cuja média dos valores permaneceu 5,0 (Figura 27), variando entre 4,1 a 6,8, o desvio dos valores em relação a média foi muito baixo, cerca de 0,7, ou seja, durante o monitoramento os valores de pH mantiveram-se quase que constantes. Os valores obtidos para o parâmetro de pH, também podem ser observados no Anexo 4. Apenas o ponto C25 se

diferenciou dos demais poços, apresentando um valor um pouco mais baixo para os períodos de coleta.

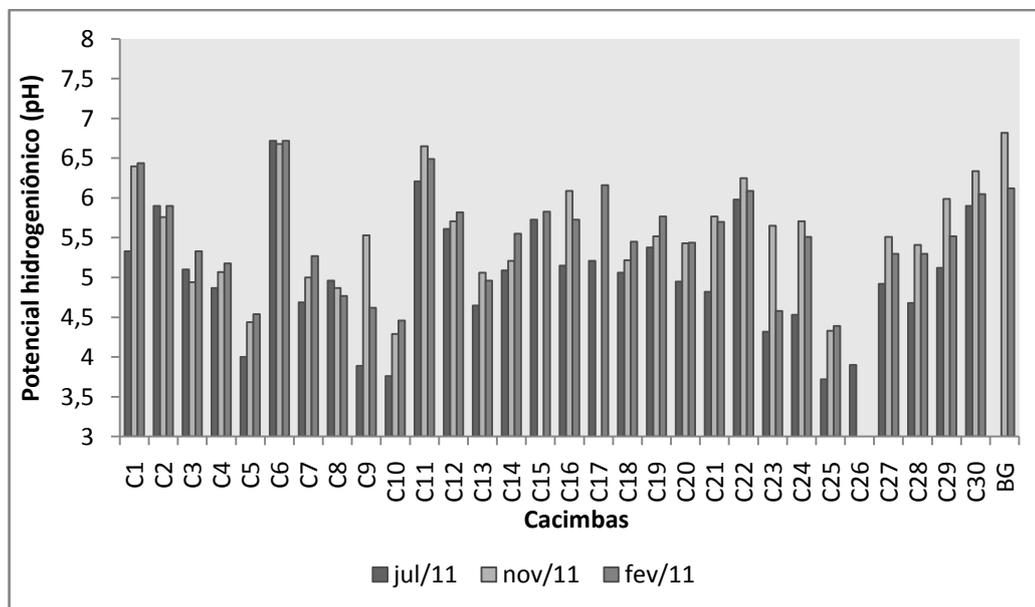


Figura 27 - Potencial hidrogeniônico (pH)

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) recomenda que no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5.

A Figura 28 mostra que há uma tendência de aumento da mediana do pH do período de estiagem (5,01) para o período chuvoso (5,52), bem como um aumento do 1º quartil (5,06) e 3º quartil (6,07) no mesmo período, ou seja, há diferença no pH provocada pela sazonalidade, como também foi observado nos resultados de comparação de medianas utilizando o teste Mann-Whitney, onde o valor de $p=0,00$, torna aceitável a hipótese alternativa, em que as medianas se diferenciam frente a sazonalidade. Possivelmente, este fato seja o reflexo da contribuição de íons hidrogênio provenientes de fontes difusas, os quais se encontram mais concentrados no período de estiagem e com a chegada do período chuvoso ocorre a diluição dos mesmos devido a lixiviação das rochas carbonáticas (lentes de calcário), muito comum na região (MIGLIORINI, 2004). Apenas a estação C6 apresentou valor outlier na estação seca, possivelmente por localizar-se sob uma mangueira, sem cobertura superior, recebendo alta contribuição de matéria orgânica, cujo processo de decomposição origina íons de caráter alcalino, além da presença nítida de lentes de calcário.

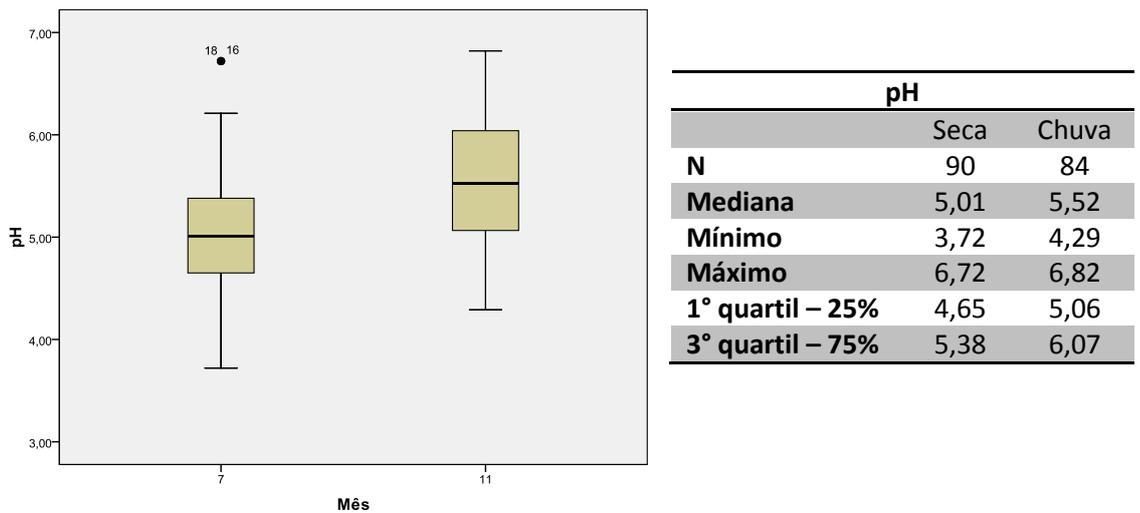


Figura 28 - Box plot pH durante o período de julho e novembro de 2012.

Como pode ser percebido pelas Figuras 29a, 29b e 29c compreende-se que os valores de pH são menores para o período de estiagem (Figura 29a) se comparado aos valores apresentados para os períodos chuvosos (Figuras 29b e 29c), reforçando o que já havia mostrado na Figura 28.

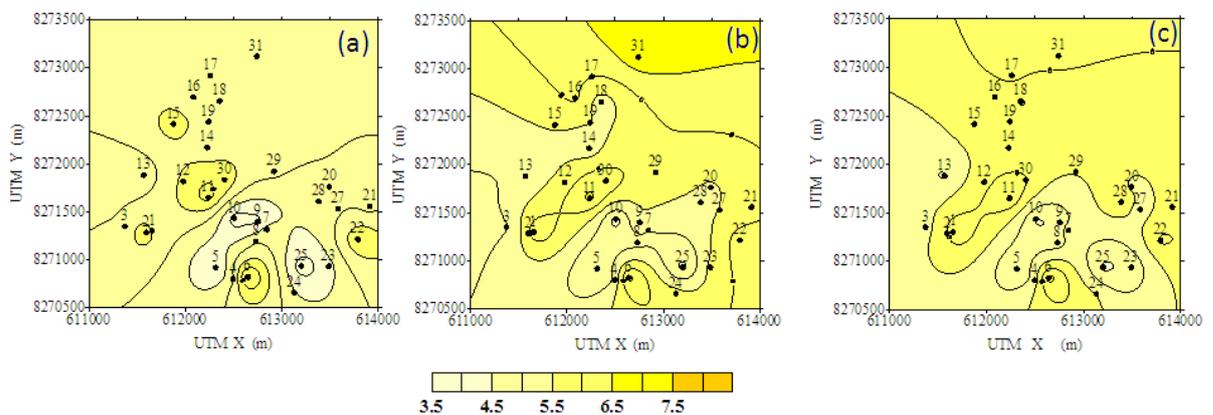


Figura 29 - Mapa da distribuição dos valores de pH para os períodos: (a) estiagem (julho de 2011), (b) início do período chuvoso (novembro de 2011) e (c) chuvoso (fevereiro de 2012).

A região centro sul da área se destaca devido aos baixos valores de pH principalmente no período de estiagem (Figura 29a). Possivelmente os baixos valores de pH, podem estar associados a presença de CO_2 quando o pH encontrado apresenta-se entre 4,5 a 8,2. Por outro lado, a acidez causada por ácidos fortes, ocorre frequentemente em função da contaminação da água, apresentando pH menor que 4,5 (FEITOSA et al., 2008).

5.2.5. Alcalinidade

A alcalinidade é um parâmetro de qualidade da água que demonstra sua capacidade de neutralização de um ácido, sendo que a alcalinidade não significa necessariamente que o pH do meio deve ser superior a 7. A água subterrânea com o pH abaixo de 7 pode conter sais que neutralizam ácidos e, portanto, ter alguma alcalinidade mensurável. Os íons carbonato e bicarbonato contribuem para a alcalinidade da água, já os íons cloreto, sulfato e nitrato não contribuem (MARION; CAPOANE e SILVA, 2007).

Os resultados de pH encontrados variaram de 4,0 a 7,0, o que limita o efeito de alcalinidade, ou seja, nesta faixa encontrou-se alcalinidade a bicarbonatos (HCO_3^-), com ausência de alcalinidade a carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-). Os valores variaram entre 0,0 e 231,75 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, com média de 24,28 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ conforme pode ser observado na Figura 30 e no Anexo 4. É importante observar que os maiores valores de alcalinidade ocorreram para o início do período chuvoso e chuvoso (novembro de 2011 e fevereiro de 2012 respectivamente).

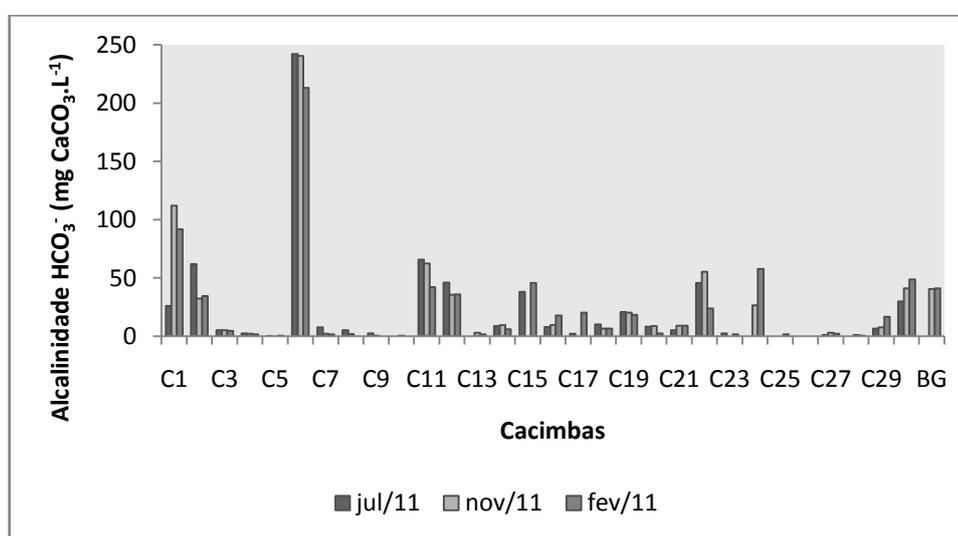


Figura 30 - Valores da alcalinidade na forma de bicarbonato das amostras de água do aquífero freático.

A variável alcalinidade de bicarbonato apresentou maior mediana no período chuvoso ($8,10 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) de acordo com a Figura 31, bem como maior dispersão entre os valores do 1° e 3° quartil (respectivamente $1,83 - 34,66 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$). No entanto, o intervalo entre os valores mínimo e máximo foram equivalentes para ambos os períodos,

este resultado também foi percebido através do teste de Mann-Whitney cujo valor de $p=0,277$ torna a hipótese nula aceitável, logo, as medianas são iguais frente a sazonalidade.

A estação C6 novamente apresenta valores outliers para ambos os períodos estudados, bem como as estações C11 no período de estiagem e C1 no período chuvoso (Figura 31). As cacimbas C1 e C11 distanciam-se da fossa séptica em cerca de 15 m, a amostra de água apresentou cor amarelada, odor e turbidez durante a coleta, o que indica possível lixiviação de matéria orgânica em ambos os casos. A cacimba C6, não foge a regra, no entanto, neste caso, há recebimento de matéria orgânica por falta de cobertura superior. Segundo a ANA (2002), a alcalinidade pode ser provocada secundariamente pela presença de hidróxidos, silicatos, boratos, fosfatos e amônia, sendo que fosfatos e amônia são os resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica (MORAES, 2008).

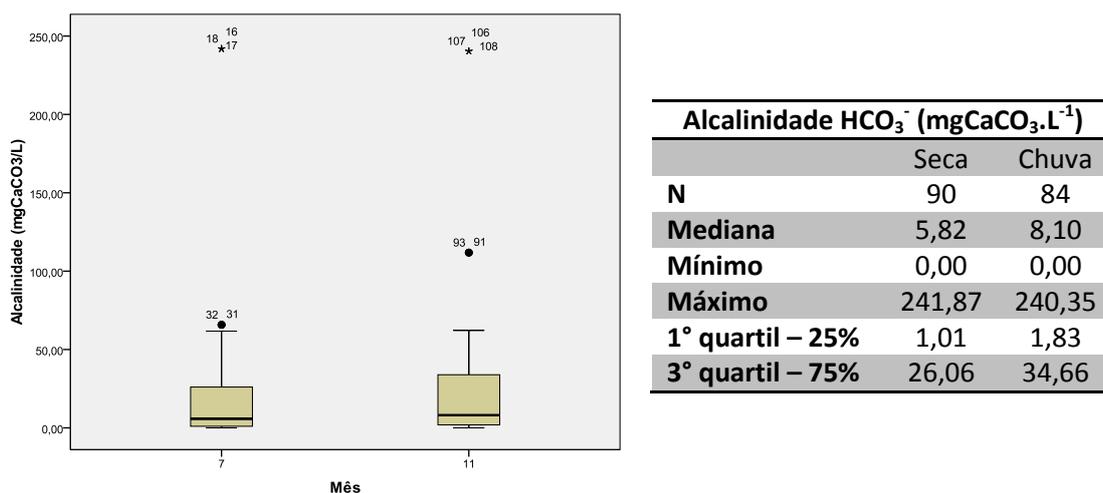


Figura 31 - Box plot do teor de alcalinidade de bicarbonatos ($\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) durante o período de julho e novembro de 2012.

A alcalinidade pode ser provocada secundariamente pela presença hidróxidos, silicatos, boratos, fosfatos e amônia (ANA, 2002). E os fosfatos, amônia podem ser oriundos do processo de decomposição da matéria orgânica (MORAES, 2008).

5.3. Parâmetros físicos e químicos analisados

5.3.1. Cátions e ânions

Os resultados referentes às determinações das concentrações dos cátions: sódio (Na^+), potássio (K^+), magnésio (Mg^{+2}), cálcio (Ca^{+2}), lítio (Li^{+1}) e amônia (NH_3), e dos ânions: cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fosfato (PO_4^{-2}) e sulfato (SO_4^{-2}) dos períodos monitorados estão dispostos no Anexo 6.

5.3.1.1. Sódio (Na)

Sódio é um elemento químico quase sempre presente nas águas subterrâneas, devido à extensa distribuição em minerais fontes. Apresenta baixa estabilidade química dos minerais que o contém e solubilidade elevada e difícil precipitação dos seus compostos químicos em solução. Ocorre principalmente sob a forma de sal de cloreto. Seus principais minerais fontes são os feldspatos e plagioclásios presentes nas rochas ígneas. A alta concentração de sódio presente na água é um elemento limitante de seu uso na agricultura e no consumo humano (FEITOSA et al., 2008).

A Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011) e a resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008) estabelecem como limite para o consumo humano o valor máximo de 200 mg.L^{-1} de sódio. Nas águas subterrâneas, o teor de sódio varia entre 0,1 e 100 mg.L^{-1} , sendo que há um enriquecimento gradativo deste metal a partir das zonas de recarga (ANA, 2002). Os resultados quanto às concentrações de sódio para o período de estiagem e início do período chuvoso encontram-se apresentados na Figura 32 e no Anexo 6.

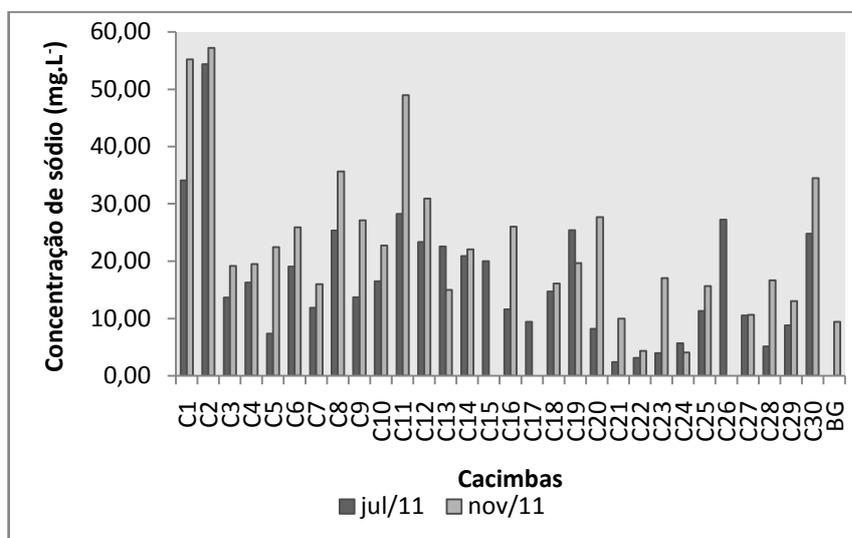
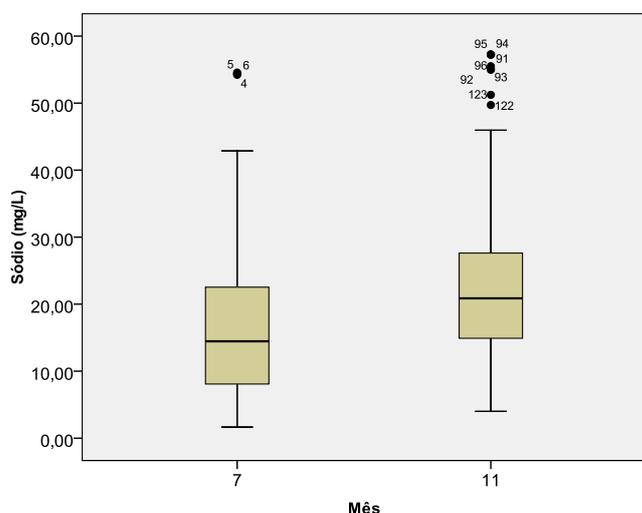


Figura 32 - Concentração de sódio para o período de estiagem e início do período chuvoso.

Através da Figura 32, observa-se que para a maioria dos pontos monitorados o teor de sódio foi mais elevado para o início do período chuvoso, o que era de se esperar, uma vez que a lixiviação ocorre mais intensamente no período chuvoso. Apenas três cacimbas apresentaram o teor de sódio maior no período de estiagem, C13, C19 e C24, no entanto, em ambos os períodos de monitoramento, não houveram valores acima do previsto na legislação para o consumo humano.

As concentrações de sódio variaram do mínimo de 2,42 mg.L⁻¹ cacimba C21 ao máximo de 54,38 mg.L⁻¹ na cacimba C2, com média de 16,66 mg.L⁻¹ para o período de estiagem. Para o início do período chuvoso, os valores variaram de 4,09 mg.L⁻¹ na cacimba C24 a 57,25 mg.L⁻¹ na cacimba C2 com média de 23,46 mg.L⁻¹. O desvio padrão para ambos os períodos foi de aproximadamente 12,26 mg.L⁻¹. A maior variação observada entre os dois períodos foi notada na cacimba C1. As cacimbas C1 e C2 se destacam apresentando os maiores valores de concentração de sódio tanto para o período de estiagem quanto para o início do período chuvoso.

Verificam-se a partir dos quartis superiores e inferiores (1° e 3° quartil) do Box plot, Figura 33, que no período de estiagem há um ligeiro aumento dos valores de ambos os quartis, no entanto a mediana foi maior no período chuvoso (20,87 mg.L⁻¹), mostrando divergência de valores de acordo com a sazonalidade, como também pôde ser observado a partir dos resultados do teste Mann-Whitney para comparação de medianas, onde o valor de p=0,00 torna aceitável a hipótese alternativa.



Sódio (mg.L ⁻¹)		
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	14,46	20,87
Mínimo	1,65	4,00
Máximo	54,56	57,27
1° quartil – 25%	8,07	14,89
3° quartil – 75%	22,53	27,65

Figura 33 - Box plot do teor de sódio (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

Embora em ambos os períodos os valores mínimos e máximos encontrados para o teor de sódio foram quase que uniformes (Figura 33), apresentando praticamente o mesmo intervalo. No período de estiagem destaca-se a estação C2 apresentando valor outlier, bem como as estações C1, C2 e C11 no período chuvoso. Possivelmente, as estações que apresentam elevados valores de teor de sódio estejam associadas à extensa distribuição dos minerais fontes, que são os feldspatos e plagioclásios presentes nas rochas ígneas.

Apoitia (2003) no estudo da caracterização química das águas subterrâneas em Cuiabá também encontrou valores para o teor de sódio relativamente baixo no período de estiagem. No entanto, é possível perceber que os seus valores não são tão dispersos quanto os encontrados no presente estudo, ou seja, a faixa entre os valores mínimo e máximo não é tão larga como a encontrada no presente estudo.

5.3.1.2. Potássio (K)

O potássio ocorre em rochas ígneas na forma de vários minerais, os íons são liberados pelo intemperismo. Entretanto, após a migração mais ou menos prolongada, eles tendem a fixar-se, adsorvidos em minerais de argila, formando minerais secundários. Tem pouca mobilidade geoquímica nas águas doces e é raramente encontrado em concentrações iguais ou superiores às de sódio (FEITOSA et al., 2008).

Segundo Feitosa e Manoel Filho (2008), os teores de potássio nas águas subterrâneas são inferiores a 10 mg.L^{-1} , sendo mais frequentes valores entre 1 e 5 mg.L^{-1} .

Os valores obtidos para o teor de potássio no presente estudo podem ser observados na Figura 34 e no Anexo 6.

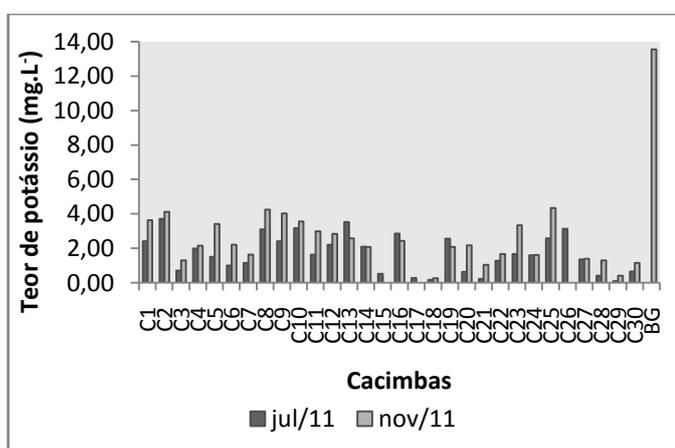


Figura 34 - Concentração de potássio para o período de estiagem e início do período chuvoso.

Os teores de potássio variaram de 0,11 mg.L⁻¹ na cacimba C29 a 3,71 mg.L⁻¹ na cacimba C2, tendo como média 1,69 no período de estiagem. Para o início do período chuvoso os valores obtidos foram superiores, variando entre 0,27 mg.L⁻¹ na cacimba C18 a 13,56 mg.L⁻¹ na cacimba BG, apresentando como média 2,78. A dispersão dos resultados em torno da média foi maior para o início do período chuvoso, apresentando o desvio padrão de 2,40 mg.L⁻¹ (Figura 34).

A partir da Figura 35 referente à variável potássio é possível perceber que a mediana é ligeiramente maior no período chuvoso (2,23 mg.L⁻¹), demonstrado diferença de medianas quanto a sazonalidade, como demonstra também o teste Mann-Whitney, onde o valor de p=0,00, torna aceitável a hipótese alternativa. Apenas a estação C31 apresentou valor extremo no período chuvoso, verificou-se que há prática de pecuária a montante da cacimba, e provavelmente o valor extremo do teor de potássio esteja relacionado com esta atividade.

Apoitia (2003) também verificou que o parâmetro do teor de potássio não se mostrava um problema para as águas de Cuiabá, apesar de a legislação não apresentar valores limites para este íon.

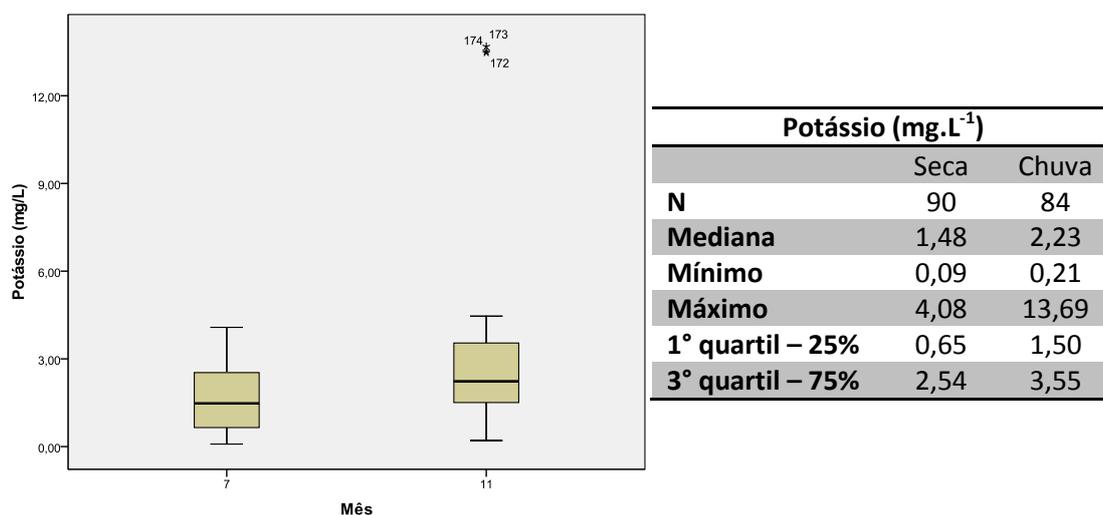


Figura 35 - Box plot do teor de potássio (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

5.3.1.3. Magnésio (Mg⁺²)

O magnésio presente em águas subterrâneas é depois do cálcio também responsável pela dureza e tem como fontes mais comuns os minerais: biotita, clorita e cordiorita. Possui

propriedades similares ao cálcio, porém é mais solúvel e mais difícil de precipitar, ou seja, é mais estáveis diante do intemperismo químico (FEITOSA e JOÃO MANOEL, 1997; CUSTODIO e LLAMAS, 1983).

O magnésio assim como alguns outros elementos contribui para a salinidade das águas subterrâneas e compromete o uso dessa água tanto doméstico como nas indústrias. Geralmente aparece em águas subterrâneas com teores que variam entre 1 a 40 mg.L⁻¹ (ANA, 2002).

Os valores de concentração de magnésio obtidos no presente estudo (Figura 36 e no Anexo 6), são superiores no início do período chuvoso, sendo que em apenas oito cacimbas ocorre o contrário.

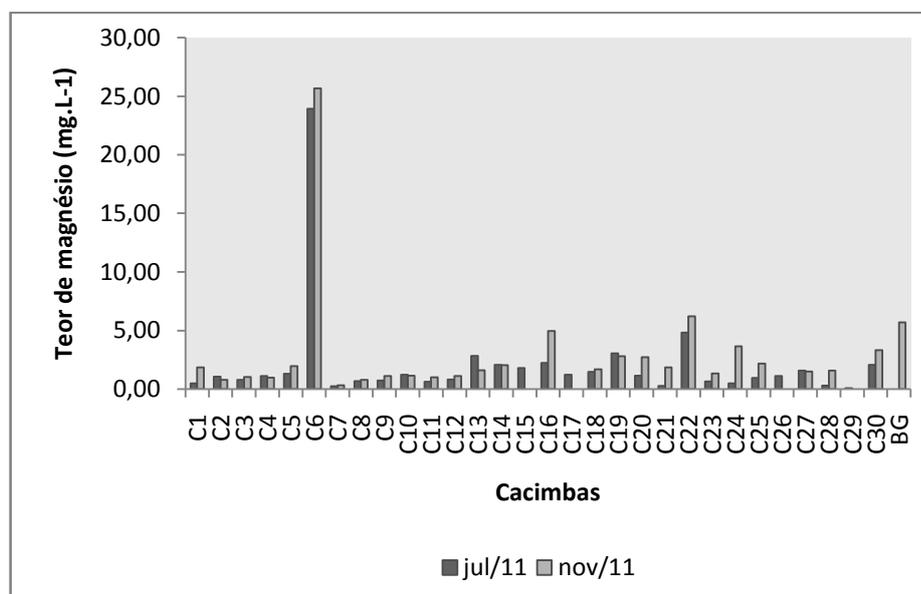
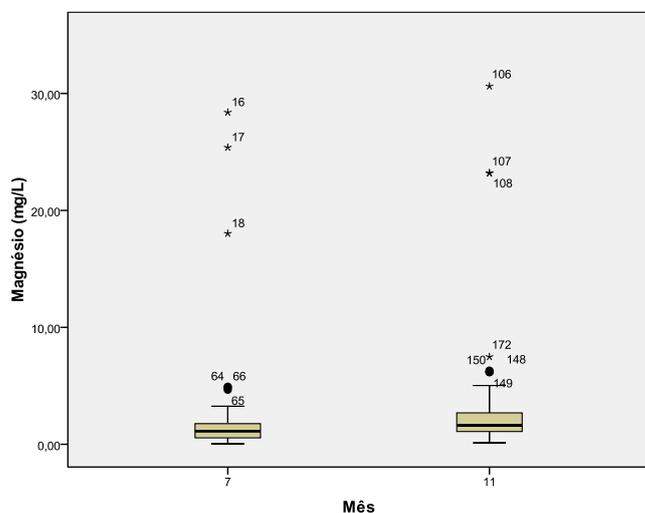


Figura 36 - Concentração de magnésio para o período de estiagem e início do período chuvoso

A partir da Figura 36, observa-se que a cacimba C6 destaca-se em relação a todas as outras por apresentar as maiores concentração de magnésio tanto no período de estiagem quanto no início do período chuvoso. As concentrações obtidas variaram do mínimo de 0,07 mg.L⁻¹ na cacimba C29 ao máximo de 23,93 mg.L⁻¹ na cacimba C6 com média de 2,04 mg.L⁻¹ no período de estiagem. No início do período chuvoso os valores variaram do valor abaixo do limite de detecção (ND) a 25,67 mg.L⁻¹ na cacimba C6 com média de 2,89 mg.L⁻¹. Embora as médias para ambos os períodos monitorados sejam próximas e tendo em vista que as maiores concentrações foram encontradas no início do período chuvoso, cerca de oito

pontos apresentaram maior concentração no período de estiagem: C2, C4, C10, C13, C14, C19, C27 e C29.

O ligeiro aumento na mediana das concentrações de magnésio do período de estiagem (1,13 mg.L⁻¹) para o período chuvoso (1,61 mg.L⁻¹), foi observado conforme indica a Figura 37, o mesmo resultado foi apresentado pelo teste Mann-Whitney, onde o valor de p = 0,00 torna aceitável a hipótese alternativa em que as medianas são diferentes frente a sazonalidade. Isso ocorreu provavelmente devido a maior lixiviação do magnésio contido nos minerais e rochas no período chuvoso. Há algumas estações que apresentaram valores outliers e extremos em ambos os períodos. Para o período de estiagem apenas a estação C22 apresentou valor outlier, enquanto que neste mesmo período a estação C6 apresentou valor extremo. Estas duas estações localizam-se numa área onde há presença de lentes de rocha calcária no Grupo Cuiabá (MIGLIORINI, 2004) e provavelmente minerais de biotita, clorita ou cordiorita, as quais são as fontes mais comuns de magnésio. Para o período chuvoso, destaca-se com valor outlier a estação C22 e com valores extremos as estações C6 e C31.



Magnésio (mg.L ⁻¹)		
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	1,13	1,61
Mínimo	0,05	0,13
Máximo	28,38	30,62
1° quartil – 25%	0,53	1,09
3° quartil – 75%	1,80	2,75

Figura 37 - Box plot do teor de magnésio (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

Os altos valores de teor de magnésio para o início do período chuvoso pode ser facilmente explicado pela lixiviação intensa no período de chuva. No entanto, os maiores valores obtidos para o período de estiagem podem ser explicados pela dificuldade de infiltração de água durante o período chuvoso, devido à característica do solo, aumentando os valores obtidos para o período de estiagem.

5.3.1.4. Cálcio (Ca²⁺)

O cálcio é um dos principais constituintes de muitas rochas ígneas tendo como principais minerais a apatita e plagioclásio. Quando associado a carbonatos, o cálcio provoca a dureza temporária e quando a sulfatos e cloretos provoca dureza permanente. Apresenta-se geralmente sob a forma de bicarbonatos, uma vez que na forma de carbonatos tendem a precipitar. A solubilidade do bicarbonato de cálcio (CaHCO₃) aumenta em presença de sais de Na⁺ e K⁺. Normalmente, as águas superficiais são mais “moles” do que as águas subterrâneas, todavia esta é uma característica que depende da formação geológica da superfície e do subsolo (FEITOSA et al., 2008; ANA, 2002).

Quando o teor de cálcio na água é superior a 70 mg.L⁻¹ seu uso é muito restrito, pois a água é considerada salobra. Segundo a Figura 38 e no Anexo 6, pode-se observar os valores de concentração de cálcio obtidos para o presente estudo.

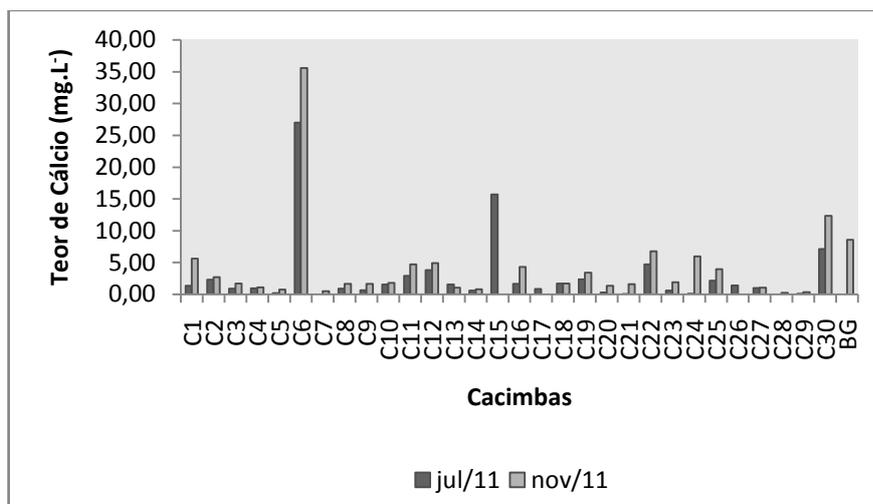


Figura 38 - Concentração de cálcio para o período de estiagem e início do período chuvoso

Nas análises realizadas, a concentração de cálcio variou de abaixo do limite de detecção (ND) nos pontos C7 e C28 a 27 mg.L⁻¹ no ponto C6, sendo que a grande maioria das concentrações apresentou valor em torno de 2,80 mg.L⁻¹ para o período de estiagem. No início do período chuvoso, os valores variaram do mínimo de 0,23 mg.L⁻¹ no ponto C28 a 35,59 mg.L⁻¹ no ponto C6, apresentando média de 4,21 mg.L⁻¹. A maior dispersão dos valores obtidos foi no início do período chuvoso apresentando um valor de desvio padrão um pouco maior que 6 mg.L⁻¹ enquanto que para o período de estiagem a dispersão apresentada ficou em torno de 5 mg.L⁻¹.

Podem-se perceber alterações significativas nas concentrações da variável cálcio entre os períodos de estiagem e chuvosos, assim como diferenças devido à localização dos pontos amostrados, conforme indica a Figura 39. Os mesmos resultados foram percebidos a partir do teste de Mann-Whitney, onde valor de $p=0,00$ torna aceitável a hipótese alternativa de que as medianas são diferentes frente a sazonalidade. Ocorreu uma elevação da mediana do cálcio no período chuvoso ($1,79 \text{ mg.L}^{-1}$), apresentando maior variação, embora perceba-se que a diferença relativa a sazonalidade não foi tão discrepante. A mediana se aproximou do 1º quartil ($1,07 \text{ mg.L}^{-1}$) no período chuvoso, indicando assimetria dos dados, onde 25% dos pontos amostrados apresentaram teor de cálcio próximo do valor da mediana. A maior uniformidade dos dados ocorreu no período de estiagem, no entanto em ambos os períodos ocorreram valores outliers e extremos. As estações que apresentaram valores outliers no período de estiagem foram: C12, C22 e C30, e as que apresentaram valores extremos foram: C6 e C15.

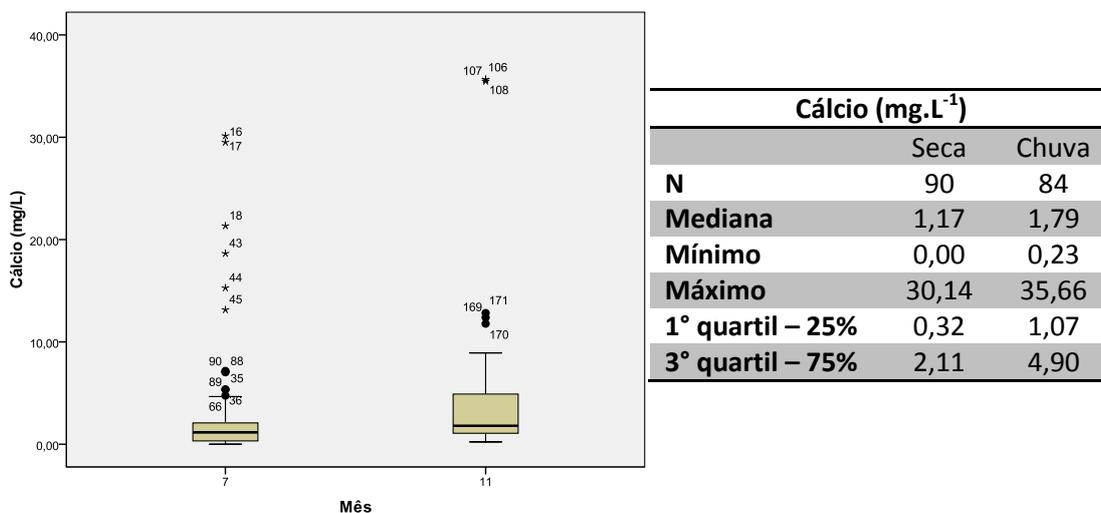


Figura 39 - Box plot do teor de cálcio (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.

No período chuvoso, apenas a estação C30 apresentou valor outlier e a estação C6 apresentou valor extremo no mesmo período (Figura 39). A estação C6 provavelmente localiza-se numa área onde há presença de lentes de rocha calcária no Grupo Cuiabá (MIGLIORINI, 2004). O cálcio ocorre nas águas subterrâneas normalmente na forma de bicarbonatos, sendo assim é possível que no ponto C6 haja uma concentração elevada de bicarbonato de cálcio e magnésio, já que neste ponto a alcalinidade ($231,75 \text{ mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$) na forma de bicarbonato destacou-se consideravelmente em relação a todos os outros

pontos monitorados. A estação C30 localiza-se dentro de uma área de inundação e cabeceira, possivelmente esteja propícia a lixiviação do cálcio contido nos minerais em ambos os períodos.

5.3.1.5. Lítio (Li^{+1})

O lítio pode ser encontrado em pegmatitos, nos quais está associado ao quartzo. Na forma metálica, reage violentamente com a água, liberando gás H_2 , altamente inflamável; causa queimaduras em contato com a pele e os olhos. O Li deve ser manuseado em condições especiais, por ser um metal muito corrosivo (PINTO, 2006).

Não foram evidenciadas concentrações elevadas de lítio no aquífero freático em qualquer dos pontos amostrados para os dois períodos de coleta (estiagem e início do período chuvoso). Os valores apresentam-se abaixo do limite de detecção do equipamento utilizado nas análises, conforme mostrado no Anexo 6.

5.3.1.6. Amônia (NH_3)

Antes do desenvolvimento das análises bacteriológicas, as evidências da contaminação das águas eram determinadas pelas concentrações de nitrogênio nas suas diferentes formas: nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal.

A decomposição da matéria orgânica em sistema aquático origina a formação de compostos nitrogenados reduzidos, por exemplo, a amônia e o íon amônio. A oxidação biológica desses compostos leva a formação de íons nitrato (NO_3^{-2}), esse processo é conhecido como nitrificação (ANA, 2002).

Concentrações elevadas de nitrogênio orgânico ou nitrogênio amoniacal indicam poluição recente, tendo em vista que as formas bioquimicamente interconvertíveis e componentes do ciclo do nitrogênio são: $\text{N}_{\text{org}} - \text{NH}_3 - \text{NO}_2^- - \text{NO}_3^-$ (CELLIGOI, 1999).

O nitrogênio amoniacal (amônia + íon amônio) se apresenta em duas formas dissolvidas: o amoníaco ou amônia não-ionizada (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+), cujas proporções dependem do pH, da temperatura e da salinidade presentes no ambiente. Como o nitrogênio na forma de amônia não ionizada é mais tóxica, as concentrações de (NH_4^+) podem se elevar sem que sua toxicidade seja crítica, se o pH e a temperatura se mantiverem

dentro de certos limites. Altos valores do íon amônio são encontrados em ambientes anóxicos, onde ocorre uma intensa mineralização anaeróbica da matéria orgânica, e em locais próximos a efluentes urbanos (REIS; MENDONÇA, 1995).

Em condições normais, a amônia encontra-se em concentrações muito baixas em águas subterrâneas, menor que $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de nitrogênio, em virtude de ser adsorvida pelas partículas do solo, principalmente pelas argilas, e também por não ser facilmente lixiviada (STANDARD, 1985).

Na Figura 40 e no Anexo 6, observam-se os valores da concentração de amônia (NH_3) obtidos para os pontos monitorados na área de estudo.

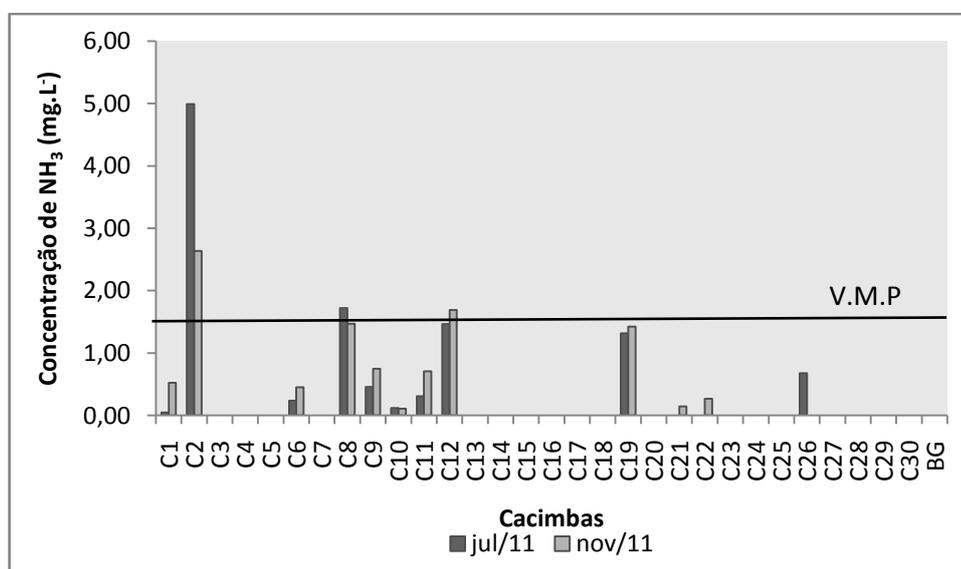


Figura 40 - Concentração de amônia (NH_3) no período de estiagem e início do período chuvoso.

A maior concentração de amônia encontrada foi observada na cacimba C2 tanto no período de estiagem como no início do período chuvoso. No entanto, comparando os dois períodos monitorados, no início do período chuvoso os valores obtidos destacaram-se, apenas nas cacimbas C2, C8 e C10, apresentando os maiores valores de concentração de amônia no período de estiagem.

De acordo com a Figura 41, verifica-se para o parâmetro amônia, que a maior variabilidade ocorreu no período chuvoso, onde os valores do 1º quartil foi de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$ e do 3º quartil foi de $0,51 \text{ mg.L}^{-1}$. Não houve diferença entre as medianas provocada pela sazonalidade, como também pôde ser constatado no teste de Mann-Whitney cujo valor de $p=0,194$ torna aceitável a hipótese nula. O maior range foi no período de seca (0,03-5,26

mg.L⁻¹), apresentando maior dispersão nas concentrações de amônia do que no período chuvoso, cujo range foi de 0,10-2,67 mg.L⁻¹. Algumas estações apresentaram valores outliers e extremos. No período de estiagem apenas a estação 26 apresentou valor outlier. Porém as estações C8, C9, C12 e C19 apresentaram valores extremos (Figura 41). No período chuvoso, as estações que apresentaram valores outliers foram: C8, C19 e C12; os pontos extremos foram: C2, C12 e C19. As amostras coletadas nas cacimbas C8 e C12 apresentaram coloração amarelada e a cacimba C19 localiza-se sob uma garagem e recebe a contribuição de produtos de limpeza frequentemente, a cacimba C2 durante a coleta, apresentou coloração da amostra, partículas em suspensão e odor. Esta estação distancia-se da fossa em aproximadamente 15 m e segundo informação há necessidade de ser esgotada sempre que ocorre elevação do nível d'água. Os valores outliers e extremos da concentração de amônia certamente estão ligados, à contaminação recente por esgotos domésticos, fossas sépticas, excrementos e fezes de animais ou mesmo uso de fertilizantes nitrogenados. As maiores concentrações no período da chuva devem-se à lixiviação.

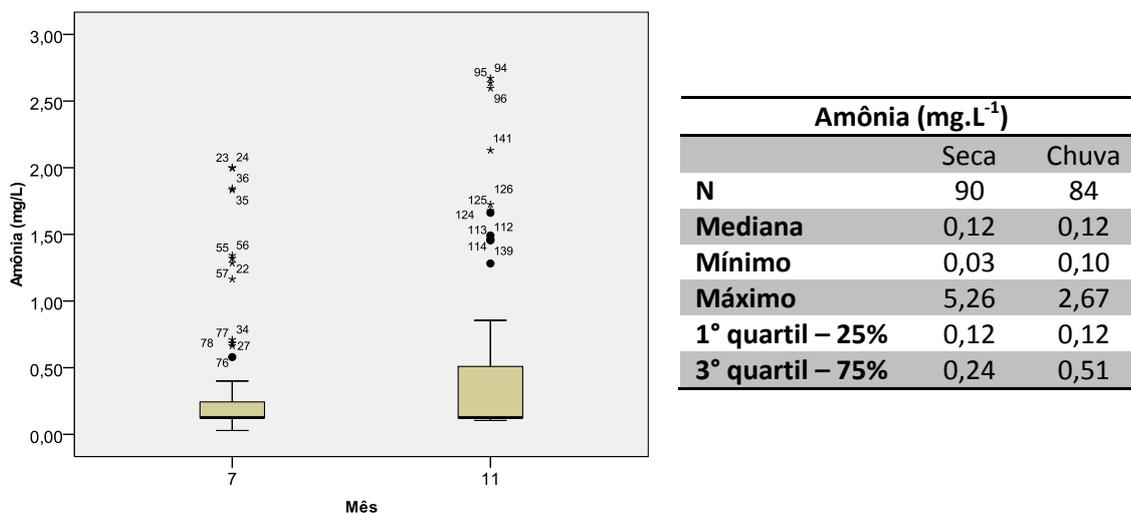


Figura 41 - Box plot do teor de amônia (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

Segundo a Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011), o Valor Máximo Permissível para o consumo humano é de 1,5 mg.L⁻¹. Valores de concentração de amônia acima do V.M.P certamente estão ligados, à contaminação recente por esgotos domésticos, fossas sépticas, excrementos e fezes de animais.

5.3.1.7. Cloreto (Cl⁻)

O cloreto é um ânion que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas. Nas águas superficiais, são fontes importantes de cloreto as descargas de efluentes de esgotos sanitários (WHO, 2009).

Nas águas subterrâneas, o cloreto é proveniente da lixiviação de minerais como halitas (NaCl) e silvitas (KCl) que, aliada à sua alta solubilidade e ao lento movimento das águas no aquífero, promovem aumentos gradativos e constantes. No entanto, em águas do aquífero freático, cuja profundidade do nível d'água é menor em relação à superfície do terreno, teores anômalos de cloro são indicadores de contaminação por água do mar (em regiões litorâneas), por aterros sanitários, fossas sépticas e alguns tipos de estações de tratamento de esgoto (FEITOSA et al., 2008).

No entanto, os derivados clorados de origem inorgânica são largamente utilizados no tratamento da água, decorrendo na elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água. No bairro Pedra Noventa esta operação é executada normalmente pelos seus moradores, segundo orientação dos agentes de saúde, o cloro é adicionado às cacimbas com o objetivo de desinfecção do corpo hídrico.

O cloreto bem como as formas de nitrogênio também era utilizado como indicador da contaminação por esgotos sanitários ou fossas, hoje, porém, o teste de coliformes é mais preciso para esta função.

A Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde, bem como a resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008) estabelecem o valor máximo de 250 mg.L⁻¹ de cloreto na água potável como padrão de aceitação de consumo.

Segundo Pedrosa e Caetano (2002) os valores de cloreto correlacionam-se à condutividade elétrica, isto é, aos íons dissolvidos (sais) presentes na água. Em geral, a associação de cálcio, magnésio, sódio ou potássio com o cloreto produz efeito nocivo à saúde humana. Elevadas concentrações de cloretos e de outros sais na água subterrânea de áreas urbanas tem sido relacionadas às atividades humanas.

Na Figura 42 e no Anexo 6, é possível verificar os valores da concentração de cloreto obtidos para o presente estudo.

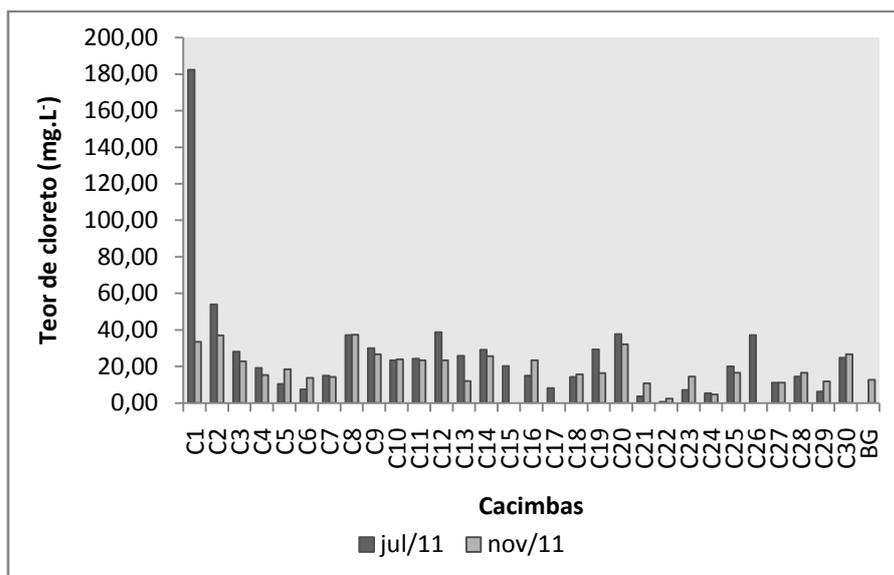
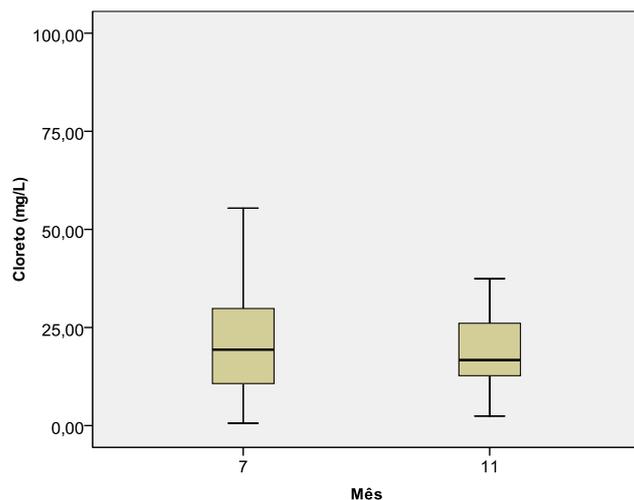


Figura 42 - Concentração de cloreto no período de estiagem e início do período chuvoso.

Os resultados obtidos para o teor de cloreto mostraram-se superiores para o período de estiagem, variando entre o mínimo de $0,74 \text{ mg.L}^{-1}$ na cacimba C22 ao máximo de $182,35 \text{ mg.L}^{-1}$ na cacimba C1, com média de aproximadamente 26 mg.L^{-1} . Para o início do período chuvoso, os teores variaram entre o mínimo de $2,43 \text{ mg.L}^{-1}$ na cacimba C22 ao máximo de $37,36 \text{ mg.L}^{-1}$ na cacimba C8, com média de aproximadamente 20 mg.L^{-1} no entanto a maior variação dos valores em torno da média foi observada para o período de estiagem, apresentando o desvio padrão de 32 mg.L^{-1} (Figura 42).

O cloreto no período de estiagem apresentou uma tendência de decréscimo no valor da mediana e da amplitude dos extremos conforme pode ser observado na Figura 43, ou seja, a mediana no período de estiagem apresentou maior valor ($19,36 \text{ mg.L}^{-1}$) que no período chuvoso ($16,68 \text{ mg.L}^{-1}$) e também maior dispersão das concentrações de cloreto no período de estiagem. No entanto, o teste de Mann-Whitney apresentou o valor de $p=0,561$ o que torna aceitável a hipótese nula em que as medianas são iguais frente a sazonalidade.



Cloreto (mg.L ⁻¹)		
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	19,36	16,68
Mínimo	0,61	2,42
Máximo	471,79	37,45
1° quartil – 25%	10,31	12,66
3° quartil – 75%	30,31	26,15

Figura 43 - Box plot do teor de cloreto (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

Em ambos os períodos não houve valores extremos nem outliers. O cloreto muitas vezes pode estar relacionado com a influência do despejo de efluentes domésticos (HELENA et al., 2000; ANDRADE et al., 2007).

O teor de cloro residual em nenhum dos casos apresentou-se acima do limite para consumo humano segundo a legislação pertinente. No entanto, os maiores valores apresentados foram na cacimba C1, possivelmente devido à contribuição do efluente doméstico, pois segundo informação do residente, sempre que se iniciam as chuvas há necessidade de esgotamento da fossa. A cacimba C8 apresentou o mesmo teor de cloreto no período de estiagem e no início do período chuvoso, o que significa que provavelmente o solo não interfere no aumento da velocidade de percolação, assim a recarga é prejudicada neste ponto. Os menores valores obtidos na cacimba C22 podem estar associados ao maior nível d'água e profundidade, dificultando a lixiviação e diminuindo a vulnerabilidade do aquífero neste ponto.

Segundo Migliorini (1999), em estudo realizado na região urbana de Cuiabá e Várzea Grande, das 171 análises realizadas, nenhuma ultrapassou os Valores Máximos Permissíveis ao Consumo Humano e as concentrações variaram de 1 a 66,84 mg.L⁻¹, valores estes abaixo dos encontrados para o período de estiagem porém maiores do que no período chuvoso do estudo em questão.

As concentrações de cloreto acima de 15 mg.L⁻¹ indicam possibilidades de contaminação por fossas (WHO, 2009). Foi observado que a grande maioria dos pontos amostrados apresentaram concentrações de cloreto acima de 15 mg.L⁻¹. Apenas as cacimbas

C6, C21, C22, C23, C24, C27 e C29, apresentaram valores abaixo de 15 mg.L^{-1} , sugerindo dessa maneira, que as águas subterrâneas estudadas estão sendo afetadas pelas “fossas sépticas” da região.

5.3.1.8. Nitrato (N-NO_3^-)

A decomposição da matéria orgânica em sistemas aquáticos possui ampla relação como o ciclo do nitrogênio que conta com a intensa participação de bactérias, tanto no processo de nitrificação (oxidação bacteriana da amônia, normalmente oriunda da matéria orgânica, a nitrito e deste à nitrato) quanto na desnitrificação (redução bacteriana do nitrato ao gás nitrogênio) (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005).

Fortemente encontrado na natureza, na forma de proteínas e outros compostos orgânicos, o nitrogênio tem uma significativa origem antropogênica, principalmente em decorrência do lançamento em corpos d'água de despejos domésticos e industriais, assim como de fertilizantes (COSTA et al., 2010) quando seu teor for maior que 5 mg.L^{-1} (FEITOSA et al., 2008). O nitrato em concentrações elevadas está associado à doença da metahemoglobinemia, que dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea de bebês. Em adultos, a atividade metabólica interna impede a conversão do nitrato em nitrito, que é o agente responsável por esta enfermidade (FERNÍCOLA; AZEVEDO, 1981).

O nitrato é muito móvel e pode ser removido das camadas superiores do solo para a água, representa o estágio final da oxidação de matéria orgânica e ocorre em geral em pequenos teores (FEITOSA, et al., 2008). Segundo o padrão de potabilidade do Ministério da Saúde através da Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011) e segundo a Resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008), uma água não deve ter mais do que 10 mg.L^{-1} de N-NO_3^- se destinada ao consumo humano.

Os resultados obtidos para o teor de nitrato no presente estudo podem ser observados na Figura 44 e no Anexo 6. As concentrações estão expressas em nitrato na forma de nitrogênio.

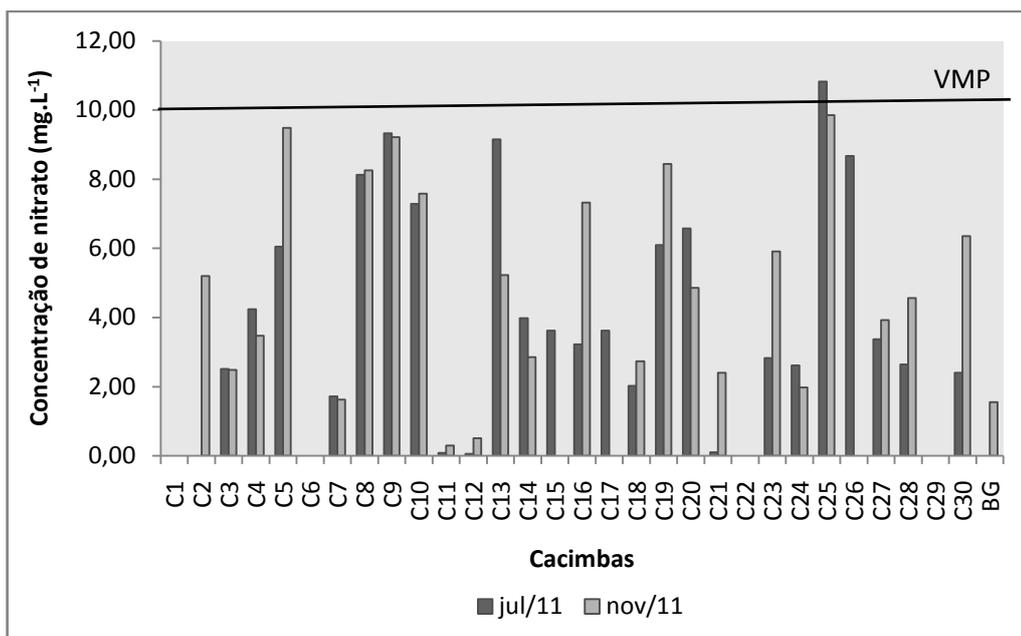
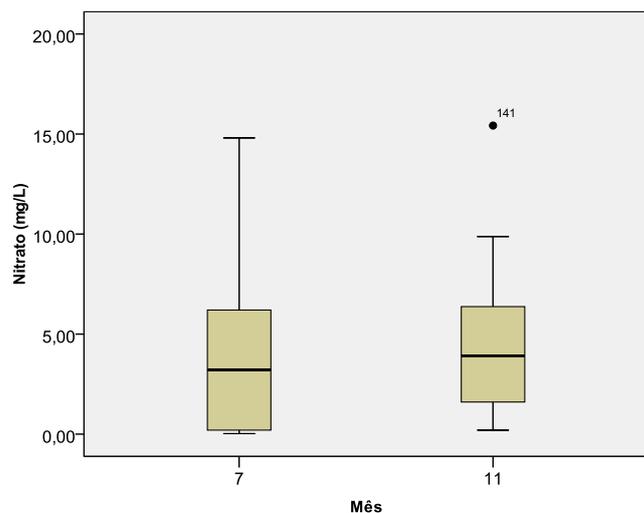


Figura 44 - Concentração de nitrato na forma de nitrogênio para o período de estiagem e início do período chuvoso.

Os valores obtidos para o teor de nitrato na forma de nitrogênio indicaram uma alta variabilidade espacial. As concentrações variaram entre o mínimo de abaixo do limite de detecção ao máximo de 10 mg.L^{-1} , apresentando média de 5 mg.L^{-1} para ambos os períodos monitorados. No entanto, foi observado que o valor máximo obtido da concentração de nitrato ocorreu no período de estiagem com a cacimba C25 apresentando o valor de $10,83 \text{ mg.L}^{-1}$ de N-NO_3^- . Inclusive, apenas este ponto apresentou-se acima do valor máximo permitido pela portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). Porém, os maiores valores encontrados da concentração de nitrato foram obtidos no início do período chuvoso, sendo que em nove pontos monitorados o inverso foi encontrado (Figura 44).

Visualmente, para o nitrato observa-se de acordo com a Figura 45 que a mediana foi ligeiramente maior no período chuvoso ($3,92 \text{ mg.L}^{-1}$) que no período de estiagem ($3,21 \text{ mg.L}^{-1}$). No entanto a partir do teste de Mann-Whitney com valor de $p=0,232$ torna aceitável a hipótese nula em que as medianas são iguais frente a sazonalidade. Ocorreu apenas 1 ponto outlier, a estação C19, no período chuvoso. Este ponto corresponde a uma cacimba localizada sob uma garagem sendo que há possibilidade de influência direta de produtos de limpeza, além de lançamento de esgoto, uma vez que a distância entre a cacimba e a fossa é de apenas 13 m.



Nitrato (mg.L ⁻¹)		
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	3,21	3,92
Mínimo	0,02	0,20
Máximo	14,81	15,42
1° quartil – 25%	0,20	1,59
3° quartil – 75%	6,21	6,38

Figura 45 - Box plot do teor de nitrato (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

É interessante observar que embora as concentrações de nitrato estejam na sua grande maioria abaixo dos valores permitidos pelas legislações citadas, estes valores estão relativamente altos. Embora apenas um ponto tenha apresentado resultado acima do limite especificado pela legislação para consumo humano, no entanto, é importante mencionar que há pontos monitorados em que no período de estiagem não apresentou resultado significativo e no início do período chuvoso, o resultado obtido foi consideravelmente maior. Isso chama atenção para a facilidade de possível contaminação do aquífero freático por fossas negras (em grande número na região em estudo), possivelmente devido à vulnerabilidade facilitada pela proximidade do nível da água à superfície do terreno, sendo mais intensa no período chuvoso.

Na Figura 46 pode ser observada a distribuição espacial do nitrato na forma de nitrogênio ao longo da área monitorada.

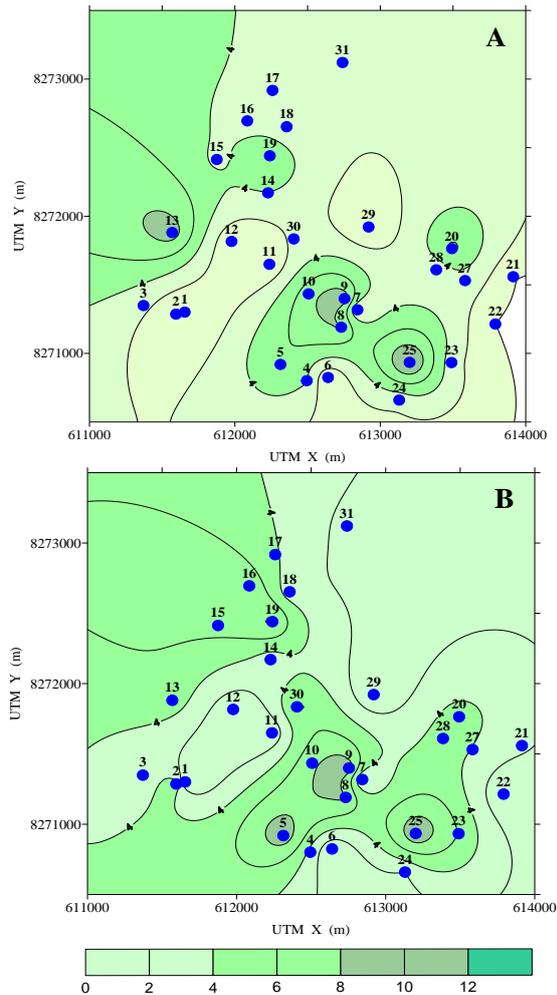


Figura 46 - Distribuição espacial do N-NO_3^- , A – período de estiagem (julho de 2011) e B – início do período chuvoso (novembro de 2011)

A partir da observação da Figura 46, percebe-se que na região centro-sul há pontos que apresentam as maiores concentrações de nitrato para ambos os períodos monitorados, bem como na região oeste da área, a cacimba C13 apresenta concentração elevada de nitrato (N-NO_3^-) no período de estiagem, mas no início do período chuvoso, ocorre a sua diluição. Esperava-se, que no início do período chuvoso, as concentrações de N-NO_3^- fossem apresentar maiores valores, devido a proximidade do nível da água em relação à superfície do terreno, no entanto, observa-se que em 13 pontos monitorados os teores de nitrato realmente são maiores no início do período chuvoso.

5.3.1.9. Nitrito (N-NO₂⁻)

A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica. Normalmente, é encontrado em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois é instável na presença de oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária.

Os processos bioquímicos de oxidação do amônio ao nitrito e deste para nitrato implicam o consumo de oxigênio dissolvido, ou seja, altas concentrações de nitrito podem significar uma grande atividade bacteriana e carência de oxigênio no corpo hídrico seja ele superficial ou subterrâneo (PEREIRA, 2004).

Segundo a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), bem como a Resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008), o limite máximo permissível para o nitrito é de 1 mg.L⁻¹ expresso em nitrogênio.

Os resultados obtidos para concentração de nitrito expresso em nitrogênio no presente estudo podem ser observados no Anexo 6. Na segunda campanha de coleta (início do período chuvoso) não foi possível realizar os ensaios para a determinação da concentração de nitrito.

Conforme pode ser observado, nenhum dos pontos amostrados apresentou resultado para o teor de nitrito, o que pode indicar que todas as formas de nitrogênio nas amostras analisadas estão na forma de amônia não ionizada, ou seja, adquiridas recentemente ou na forma mais oxidada, após a nitrificação para nitrato.

5.3.1.10. Fósforo (PO₄⁻²)

No ambiente aquático, o fósforo pode ser encontrado sob várias formas: orgânica (matéria orgânica dissolvida e particulada na biomassa) e inorgânica (fração solúvel representada pelos sais de fósforo dissolvidos e a insolúvel pela presença de minerais de difícil solubilização). A fração mais significativa no estudo do fósforo é a inorgânica solúvel (PO₄⁻²), que pode ser diretamente assimilada para o crescimento de algas e macrófitas, principalmente em ambientes aquáticos superficial e lântico.

A presença de fósforo na água está relacionada a processos naturais (dissolução de rochas, carreamento do solo, decomposição de matéria orgânica, chuva) ou antropogênicos (lançamentos de esgotos, detergentes, fertilizantes e pesticidas). Em águas naturais, não

poluídas, as concentrações de fósforo situam-se na faixa de 0,01 a 0,05 mg.L⁻¹. Valores acima de 1,0 mg.L⁻¹, geralmente são indicativos de águas poluídas. O fósforo por via antropogênica pode ser acrescido às águas subterrâneas por derivados de fertilizantes, detergentes, efluentes domésticos, inseticidas e pesticidas (FEITOSA et al., 2008).

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), não estabelece especificação para valores de fosfato, bem como a Resolução 396/2008 do CONAMA (CONAMA, 2008).

As concentrações de fosfato encontrado nos pontos monitorados são apresentadas no Anexo 6.

De acordo, com o Anexo 6 é possível observar que para os períodos monitorados (estiagem e início do período chuvoso) não foram encontrados valores acima do limite de detecção do método utilizado. Apenas a cacimba *BG Background*, apresentou a concentração de aproximadamente 1,0 mg.L⁻¹ no início do período chuvoso, que provavelmente pode estar associado por localizar-se sob uma árvore, cujo nome científico *Bixa orellana L.* e nome popular Urucum, recebendo a contribuição direta de matéria orgânica.

Segundo Nascimento e Barbosa (2005), o fosfato não é tão preocupante quanto o nitrato, porque é menos móvel na água e, conseqüentemente, é mais facilmente absorvido pela fração sólida do aquífero, atenuando a sua influência como contaminante.

5.3.1.11. Sulfato (SO₄⁻²)

Em águas subterrâneas, os íons sulfato são o mais abundante devido, à dissolução e oxidação de solos e rochas sulfatadas e da lixiviação de compostos ricos em enxofre (FEITOSA e MANOEL FILHO, 2008), mas quando em teores muito altos podem indicar contaminação por esgoto doméstico, industrial, drenagem agrícola e decomposição da matéria orgânica pela ação das bactérias. Quando combinado ao magnésio pode desenvolver efeito laxativo.

O Ministério da Saúde, por meio da Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011), bem como a resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008) estabelecem como limite aceitável para o consumo humano o teor máximo de 250 mg.L⁻¹ de sulfato.

Os resultados obtidos para o teor de sulfato podem ser observados na Figura 47 e no Anexo 6.

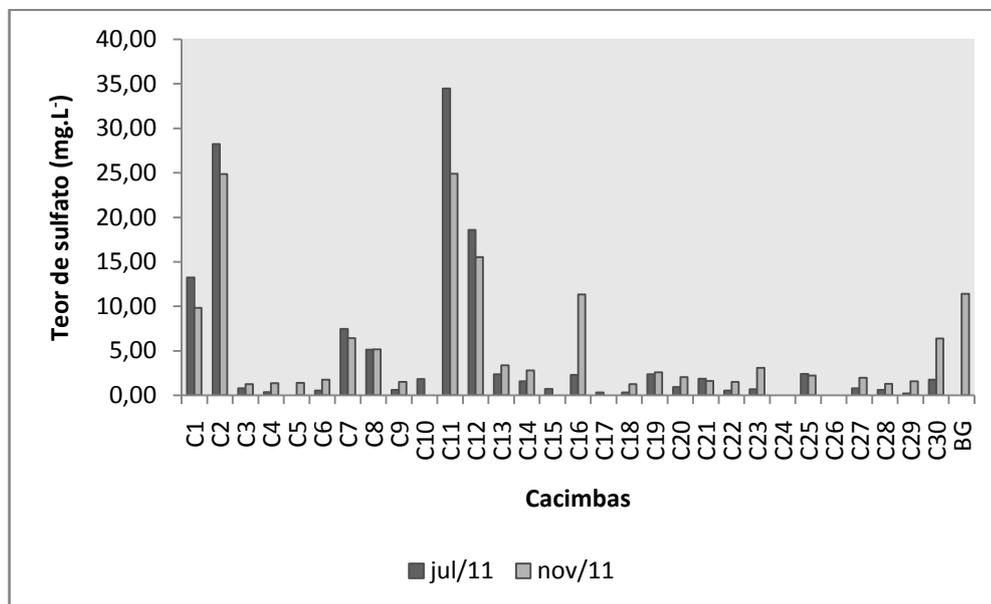


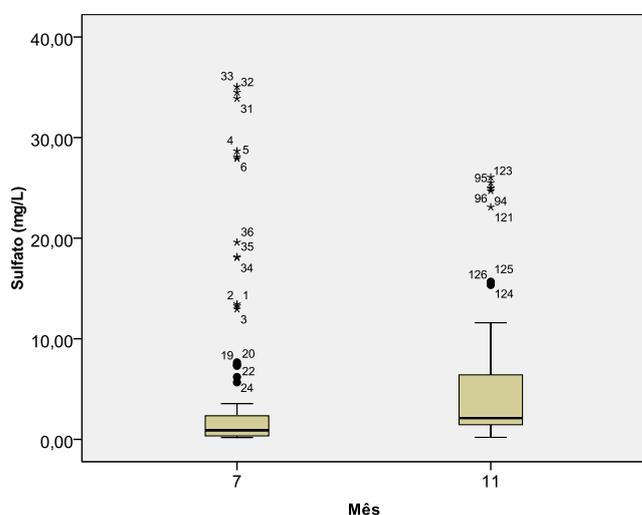
Figura 47 - Concentração de sulfato para o período de estiagem e início do período chuvoso.

A avaliação do resultado da análise das águas das cacimbas mostrou que os sulfatos, apesar de se comportarem de forma instável, apresentaram valores máximos de aproximadamente 35 mg.L⁻¹ na cacimba C11 no período de estiagem e cerca de 25 mg.L⁻¹ no início do período chuvoso, os valores mínimos para ambos os períodos monitorados apresentam-se abaixo do limite de detecção do método empregado para análise. No entanto, a média das concentrações para os dois períodos foi de aproximadamente 5 mg.L⁻¹. Em nenhum dos casos avaliados o teor de sulfato excedeu o Valor Máximo Permissível para o consumo humano segundo a legislação prevista (Figura 47).

É importante salientar que a cacimba *background* (BG), apresentou a concentração de sulfato de aproximadamente 12 mg.L⁻¹ para o início do período chuvoso, embora não tenha sido coletada amostra no período de estiagem, é possível associar que este teor de sulfato apresentado tenha sido originado naturalmente, já que este ponto localiza-se livre de contribuições antropogênicas. Sendo assim, os outros pontos monitorados que apresentaram teor detectável de sulfato que também pode estar associado à dissolução e oxidação de solos e rochas sulfatadas.

O teste de Mann-Whitney apresentou valor de $p=0,00$ o que torna a hipótese alternativa aceitável em que as medianas são diferentes frente a sazonalidade, como também demonstra a Figura 48.

Verifica-se que a mediana foi maior no período chuvoso ($2,12 \text{ mg.L}^{-1}$), havendo uma ampliação ($0,20 - 26,06 \text{ mg.L}^{-1}$) no intervalo de dados, demonstrando maior dispersão da concentração de sulfato, primeiro quartil ($1,45 \text{ mg.L}^{-1}$) e terceiro quartil ($6,42 \text{ mg.L}^{-1}$) neste mesmo período. No período de estiagem, há maior uniformidade da concentração de sulfato, primeiro quartil ($0,34 \text{ mg.L}^{-1}$) e terceiro quartil ($2,38 \text{ mg.L}^{-1}$), embora existam alguns valores extremos e outliers, conforme pode ser observado na Figura 48. A presença de sulfato é resultante da dissolução de solos e rochas e da poluição agrícola e industrial. Isso explica a razão pela qual o quartil inferior tende a um valor, devido às condições naturais não apresentarem grande variação devido à resistência natural de fornecimento deste elemento, enquanto o quartil superior apresenta alta variação devido à presença de fontes de poluição antropogênicas, mais enfática no período chuvoso, facilitada pela lixiviação.



	Sulfato (mg.L^{-1})	
	Seca	Chuva
N	90	84
Mediana	0,91	2,12
Mínimo	0,19	0,20
Máximo	35,06	26,06
1° quartil – 25%	0,34	1,45
3° quartil – 75%	2,38	6,42

Figura 48 - Box plot do teor de sulfato (mg.L^{-1}) durante o período de julho e novembro de 2012.

As estações cujos valores foram considerados outliers para o teor de sulfato no período de estiagem foram: C7 e C8 enquanto as estações C1, C2, C11 e C12 assumiram valores extremos (Figura 48). No período chuvoso, o ponto outlier foi C12 e as estações C11 e C2 tiveram valores extremos (Figura 48). É possível que estes valores outliers e extremos estejam associados a característica da amostra, uma vez que as amostras da estações C2,

C11 e C12 apresentaram coloração amarelada durante a coleta, possivelmente devido à dissolução e oxidação de solos e rochas sulfatadas.

Segundo Esteves (1988) a distribuição vertical de sulfato na coluna d'água são fortemente influenciados pela concentração de oxigênio e pela formação geológica da bacia de drenagem do sistema, podendo sua concentração variar desde valores não detectáveis até valores de saturação. De acordo com Pereira (2004), nos despejos de efluentes domésticos, é comum a detecção de sulfetos provenientes da decomposição anaeróbica da matéria orgânica e, principalmente da produção bacteriana do sulfato em meios pobres de oxigênio.

Consideráveis quantidades de sulfato são adicionadas ao ciclo hidrológico com as precipitações da atmosfera (CELLIGOI, 1999). Talvez esta seja também uma das possibilidades das maiores concentrações encontradas para o teor de sulfato no início do período chuvoso.

5.3.2. Metais pesados

Os resultados referentes às determinações das concentrações dos metais: cobre (Cu), manganês (Mn), cromo (Cr), cádmio (Cd), chumbo (Pb), ferro (Fe) e níquel (Ni), encontram-se apresentados no Anexo 5, para os períodos analisados, julho e novembro de 2011.

5.3.2.1. Cobre (Cu)

As concentrações de Cu não foram superiores ao limite de quantificação ($0,2 \text{ mg.L}^{-1}$) tanto para o período de estiagem como para o início do período chuvoso. O cobre facilmente se acumula nos tecidos das plantas que crescem em ambientes contaminados.

Segundo a resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008) e a portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), a qualidade da água avaliada segundo o teor de cobre para consumo humano se enquadra dentro da especificação estabelecida.

5.3.2.2. Manganês (Mn)

Na água superficial, o manganês bem como alguns elementos-traço é de essencial importância aos seres vivos, pois desempenha papel significativo no metabolismo dos

organismos aquáticos, participando de processos fisiológicos, como é o caso da fotossíntese, cadeia respiratória e fixação de nitrogênio.

O manganês frequentemente, está presente em baixos teores ($<0,2 \text{ mg.L}^{-1}$), sendo mais abundante nas águas ácidas (FEITOSA et al., 2008). Apresenta o valor limite de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, estabelecido tanto pela Portaria MS 2914/2011 (BRASIL, 2011), como pela resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008). Este valor foi ultrapassado para o teor de manganês das cacimbas C6 e C22, apresentando respectivamente valores de $0,38$ e $1,87 \text{ mg.L}^{-1}$ para o período de estiagem, e resultados de $0,12$ e $2,88 \text{ mg.L}^{-1}$ para as cacimbas C1 e C22 respectivamente para o início do período chuvoso, conforme pode ser observado no Anexo 5.

Acredita-se que a concentração elevada de Mn principalmente no ponto C22, deva-se do manganês ser um elemento que normalmente associa-se aos litotipos das áreas, ou seja, há uma agregação deste elemento com a característica do solo desenvolvendo na água uma coloração amarelada. Por isso a amostra referente ao mês de maior pluviosidade, apresenta maior teor de manganês provocado pela maior ação das chuvas, com carreamento de grande quantidade de partículas para o sistema aquático.

Além disso, durante uma das coletas de amostras de água, observou-se a presença de uma placa metálica no interior do poço C22, submersa na água.

5.3.2.3. Cromo (Cr)

O cromo é um metal que não é encontrado no estado livre, ocorre geralmente associado ao ferro e ao chumbo (FEITOSA et al., 2008).

As concentrações de Cr não foram superiores ao limite de quantificação ($0,09 \text{ mg.L}^{-1}$) tanto para o período de estiagem como para o início do período chuvoso, conforme mostra o Anexo 5.

Segundo a resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008) e a portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), a qualidade da água avaliada segundo o teor de cromo para consumo humano se enquadra dentro da especificação estabelecida.

5.3.2.4. Cádmi (Cd)

As águas subterrâneas em contato com minerais de chumbo e zinco podem ter teores em torno de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de cádmio (FEITOSA; MANOEL FILHO, 2008).

Não foi evidenciada a presença de cádmio em qualquer dos pontos amostrados para todos os períodos monitorados.

5.3.2.5. Ferro (Fe)

Apesar de alguns metais serem essenciais aos seres vivos, em altas concentrações geralmente podem ser tóxicos. As concentrações de ferro não apresentam risco à saúde humana, mas os padrões de potabilidade exigem que uma água de abastecimento público não ultrapasse os 0,3 mg.L^{-1} de ferro (BRASIL,2011), apesar de o organismo humano necessitar de até 19 mg de ferro por dia. No entanto, este limite é estabelecido em função de problemas relacionados a coloração da água e ao sabor ruim que o ferro lhe confere. Assim sendo, é importante que a água de consumo humano apresente baixos teores de ferro dissolvido.

As concentrações de ferro nas amostras de água são mostradas no Anexo 5. Nota-se que algumas concentrações se encontram acima dos valores recomendados pela legislação. Os resultados revelam também que os níveis elevados dependem do ponto de coleta.

Os resultados das análises de ferro nas águas subterrâneas foram expressos sob a forma de ferro total, como pode ser observado na Figura 49.

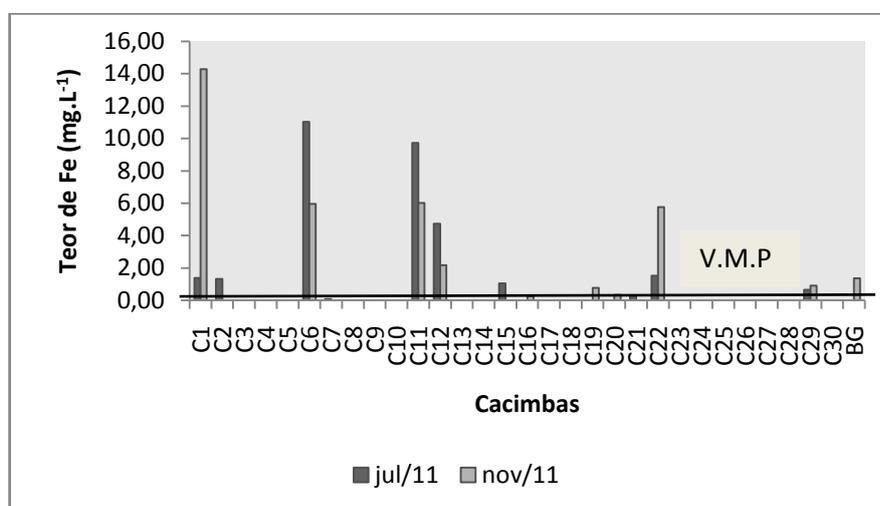


Figura 49 - Concentração de ferro (Fe) no período de estiagem (julho de 2011) e início do período chuvoso (novembro de 2011).

De todas as cacimbas monitoradas, cerca de 40% apresentaram concentração detectável de ferro e destas 50% apresentaram maior teor de ferro no período de estiagem. O ponto C7 apresentou concentração abaixo de limite para consumo humano, no período de estiagem, assim como o ponto C16, no período chuvoso. Segundo informação do proprietário da cacimba C22, após a primeira coleta, a tampa metálica que cobria a boca do poço, caiu dentro do mesmo e talvez seja esta a causa da elevação da concentração de ferro entre a primeira e a segunda coleta, ocasionada pela oxidação da placa metálica e liberação de íons férricos no meio.

De acordo com a Figura 50, não foi verificada diferença de mediana quanto a sazonalidade para o teor de ferro, tendo em vista que o valor da mediana ($0,10 \text{ mg.L}^{-1}$) é igual em ambos os períodos, o mesmo resultado foi percebido através do teste de Mann-Whitney cujo valor de $p=0,375$ torna a hipótese nula aceitável em que as medianas são iguais para ambos os períodos. Em ambos os períodos o valor da mediana coincide com o valor do 1º quartil, o que significa assimetria dos dados, onde em 25% dos dados amostrados. Porém há algumas estações que apresentaram valores outliers e extremos em ambos os períodos. Para o período de estiagem destacaram-se as estações C12, C22 e C29 as quais apresentaram valores outliers, enquanto que as estações C1, C2, C6, C11, C12, C22, C15 e C18 apresentaram valores extremos (Figura 50). No período chuvoso, as estações C12 e C31, apresentaram valores outliers, enquanto que as estações C1, C11 e C22 apresentaram valores extremos (Figura 50). Os outliers e extremos em ambos os períodos, podem estar associados à lixiviação do solo laterítico e a ocorrência de piratas disseminadas tanto nos filitos como nos metadiamicititos do Grupo Cuiabá (MIGLIORINI, 2004), bem como aos dois tipos de solos ricos em ferro encontrados na região: Plintossolo Pétrico e Plintossolo Argilúvico. Os menores teores de ferro foram encontrados em água armazenada no Plintossolo Argilúvico, provavelmente por apresentar entre as profundidades de 40 a 200 cm horizonte argiloso com presença de plintita, pouco poroso, e de baixa permeabilidade que dificulta a infiltração das águas de chuva, impedindo a lixiviação e ou quelação.

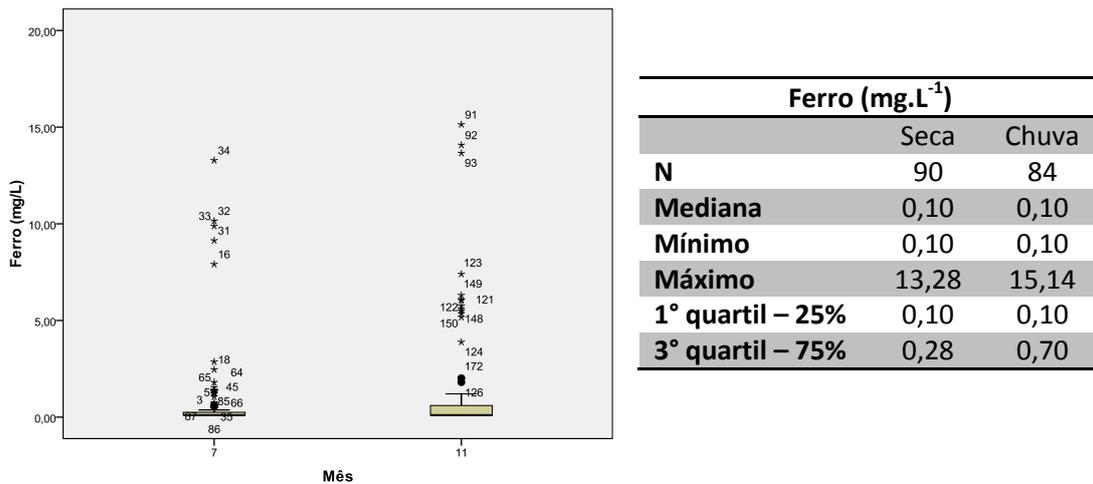


Figura 50 - Box plot do teor de ferro (mg.L⁻¹) durante o período de julho e novembro de 2012.

Na área de estudo dois tipos de solos foram encontrados: Plintossolo Pétrico e Plintossolo Argilúvico conforme mencionado no item 5.1.2 (perfil do solo e variação do nível d'água) e os resultados mostraram que os poços localizados na porção centro-sul e leste da área se encontram em solos Plintossolo Argilúvico e os demais em Plintossolo Pétrico, como demonstra a Figura 51 em A. Os dois tipos de solos contribuem com o íon férrico (Fe⁺³) e ferroso (Fe⁺²) nas águas subterrâneas, isso provavelmente se deve às concreções ferruginosas encontradas em ambos.

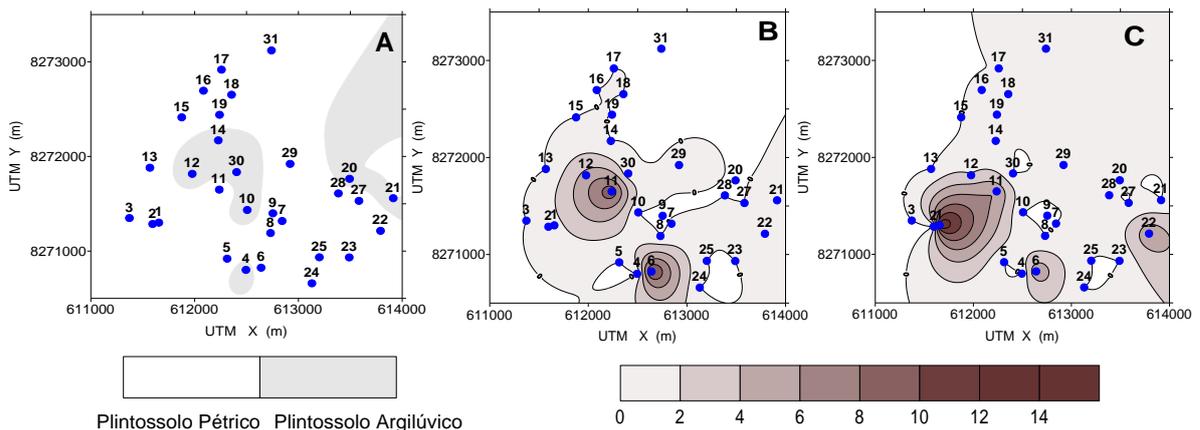


Figura 51 - Distribuição espacial: tipos de solos (A); teor de ferro total (mg.L⁻¹) na estiagem (B); teor de ferro total (mg.L⁻¹) no período chuvoso (C).

As regiões centro-oeste e sul, apresentaram as maiores concentrações de ferro para o período de estiagem, como mostra a Figura 51 em B. No período chuvoso, os maiores teores de ferro foram encontrados nas regiões sudoeste e sudeste (Figura 51C). Os menores teores de ferro foram encontrados em água armazenada no Plintossolo Argilúvico,

provavelmente por apresentar entre as profundidades de 40 a 200 cm horizonte argiloso com presença de plintita, pouco poroso, e de baixa permeabilidade que dificulta a infiltração das águas de chuva, impedindo a lixiviação e ou quelação. Os poços localizados na porção norte da área não apresentaram concentrações de ferro acima do limite de quantificação do método utilizado, como demonstra a Figura 51 em A e B.

5.3.2.6. Níquel (Ni)

O níquel ocorre na crosta terrestre em uma concentração média de 75 mg.kg^{-1} . Na água subterrânea, a concentração de níquel tipicamente varia entre $0,001$ e $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$. Possui a capacidade de se unir a argilas e outras partículas finas, bem como aderir reversivelmente a compostos de alumínio e manganês. Em condições aeróbias e pH inferiores a 9, o níquel se complexa com hidróxidos, carbonatos, sulfatos e ligantes orgânicos. Há uma significativa correlação entre as concentrações de níquel e alumínio (CETESB, 2001).

No presente estudo as concentrações de níquel apresentaram-se abaixo do limite de detecção tanto para o período de estiagem quanto para o início do período chuvoso. Exceto a cacimba C23 que apresentou concentração abaixo do limite de quantificação para o início do período chuvoso, e as cacimbas C27, C29 e C30 para os dois períodos monitorados, conforme pode ser observado no Anexo 5.

5.3.2.7. Chumbo (Pb)

O chumbo é emitido para a atmosfera em grande quantidade em área urbana por incineração de resíduos e descarga de efluentes. Uma fonte elevada de chumbo provém de resíduos metalúrgicos e sucatas. Na água, seu teor raramente ultrapassa poucos miligramas por litro. Forma complexos pouco solúveis com muitos ânions, incluindo, hidróxidos, carbonatos, sulfitos e sulfatos, além de ácidos húmicos e fúlvicos. A sorção ao sedimento tem papel chave em sua dinâmica ambiental. Preferencialmente se adere às frações de menores tamanhos. A dessorção é um processo lento. A presença de cobre e zinco e outros metais retardam sua absorção (CETESB, 2001).

Na Figura 52 e no Anexo 5, pode-se verificar os valores obtidos para concentração de chumbo (Pb) nos períodos monitorados.

Em muitos pontos monitorados a concentração de chumbo apresentou grande número de resultados inferiores ao limite de detecção do método, no entanto, no período de estiagem dois pontos se destacaram com valores muito acima do valor máximo permitido pela Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011) e pela resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008) que é de 0,02 mg.L⁻¹. É importante enfatizar que podem ter ocorrido concentrações de chumbo acima do limite de detecção, mas inferior ao limite de quantificação (0,07 mg.L⁻¹), valor este superior ao Valor Máximo Permitido para consumo humano, logo, é possível que houvessem mais cacimbas que apresentassem concentrações de chumbo até acima do estipulado pela legislação, no entanto estas concentrações não foram possíveis de serem detectadas pelo método utilizado neste estudo.

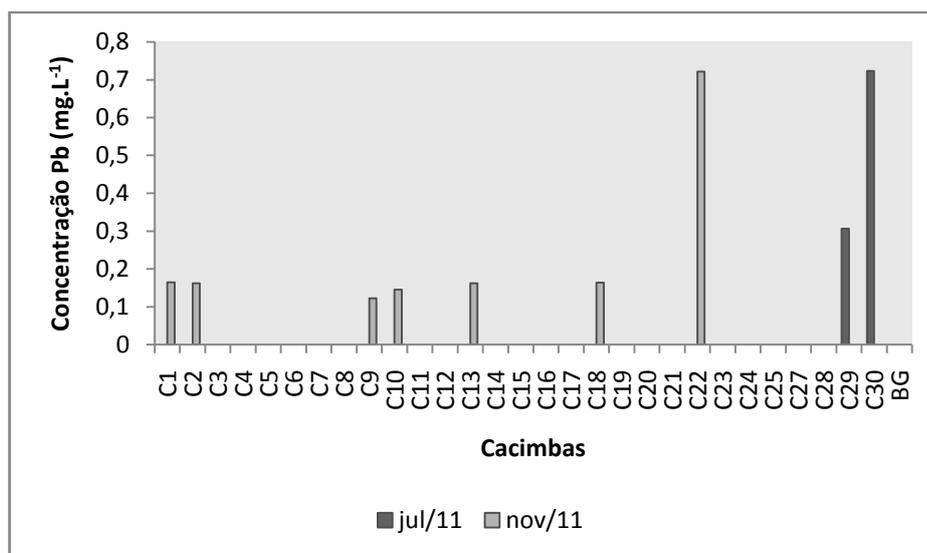


Figura 52 - Concentração de chumbo (Pb) no período de estiagem (julho de 2011) e início do período chuvoso (novembro de 2011).

As cacimbas C29 e C30 apresentaram valores de 0,31 e 0,72 mg.L⁻¹ respectivamente. No início do período chuvoso três vezes mais pontos apresentaram valores acima do VMP aceito pela legislação, as cacimbas C5, C9, C10, C13, C18 e C22 apresentaram os seguintes valores de concentração de chumbo 0,2, 0,12, 0,14, 0,16 e 0,72 mg.L⁻¹ respectivamente. Sendo assim, observa-se que apesar de serem apenas dois pontos cujos valores de concentração de chumbo ultrapassaram a especificação no período de estiagem, os seus valores foram muito acima dos obtidos no início do período chuvoso. Os pontos C30 e C22

apresentaram os mesmos valores de concentração de chumbo para o período de estiagem e início do período chuvoso respectivamente (Figura 52).

O chumbo, segundo Hem (1985), ocorre com concentrações médias de 16 ppm em rochas ígneas e pode ser encontrado na água potável através da corrosão de encanamento de chumbo. Isso é comum de ocorrer quando a água é ligeiramente ácida e nas águas em estudo foi observado caráter ligeiramente ácido. Este é um dos motivos para os sistemas de tratamento de águas públicas ajustarem o pH das águas para uso doméstico. O chumbo não apresenta nenhuma função essencial conhecida no corpo humano. É extremamente danoso quando absorvido pelo organismo através da comida, ar ou água.

5.4. Balanço Iônico

Segundo Holland e Turetian (2004), o balanço iônico promove uma explicação para a variabilidade química da água subterrânea. Uma relação geral para a composição química da água resultante do caminho do fluxo e é dada por: água inicial + minerais dissolvidos – minerais precipitados = água final.

Os resultados do balanço iônico para cada uma das amostras nos dois períodos monitorados é apresentado nas Tabelas 6 e 7, em nenhum dos casos, foi ultrapassado a porcentagem de 10% do erro calculado.

Tabela 6 - Classificação da composição química da água e erro do balanço iônico para o período de estiagem (julho de 2011)

Identificação	Classificação da composição química	Erro do balanço iônico (%)
C1	Na-Cl-HCO ₃	1,8
C2	Na-Cl-HCO ₃	2,0
C3	Na-Cl	1,1
C4	Na-Cl-HCO ₃	3,6
C5	Na-Mg-Cl	0,3
C6	Ca-Mg-HCO ₃	1,9
C7	Na-Cl-SO ₄	2,1
C8	Na-Cl	3,2
C9	Na-Cl-NO ₃	7,6

C10	Na-Cl	0,5
C11	Na-HCO ₃ -SO ₄ -Cl	1,3
C12	Na-Cl-HCO ₃	3,0
C13	Na-Cl-HCO ₃	4,6
C14	Na-Cl	4,6
C15	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	0,4
C16	Na-Mg-Cl	2,3
C17	Na-HCO ₃ -Cl	4,3
C18	Na-HCO ₃ -Cl	1,1
C19	Na-Cl-HCO ₃	0,6
C20	Na-Cl	4,2
C21	Na-Cl-SO ₄	2,3
C22	Mg-Ca-HCO ₃	8,1
C23	Na-Cl	0,9
C24	Na-HCO ₃ -Cl	4,2
C25	Na-Cl	0,0
C26	Na-Cl-HCO ₃	2,9
C27	Na-Cl-HCO ₃	2,8
C28	Na-Cl	5,4
C29	Na-HCO ₃ -Cl	3,4
C30	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	1,0

De acordo com a Tabela 6 é possível perceber que no período de estiagem 40% das cacimbas monitoradas apresentaram a classificação química da composição da água do tipo bicarbonatada cloretada sódica (Na-Cl-HCO₃) e cerca de 27% cloretada sódica (Na-Cl). O erro do Balanço iônico variou entre o mínimo de 0,0% a 8,1%.

Tabela 7 - Classificação da composição química da água e erro do balanço iônico para o período chuvoso (novembro de 2011).

Identificação	Classificação da composição química	Erro do balanço iônico (%)
C1	Na-Cl-HCO ₃	7,6
C2	Na-HCO ₃ -Cl	1,3

C3	Na-Cl-HCO ₃	1,2
C4	Na-Cl-HCO ₃	2,4
C5	Na-Cl-HCO ₃	5,5
C6	Mg-Ca-Na-HCO ₃	2,4
C7	Na-Cl-HCO ₃	1,6
C8	Na-Cl-HCO ₃	1,0
C9	Na-Cl-HCO ₃	3,5
C10	Na-Cl-HCO ₃	3,8
C11	Na -HCO ₃ -Cl	1,3
C12	Na -HCO ₃ -Cl	4,6
C13	Na -HCO ₃ -Cl	4,4
C14	Na-Cl-HCO ₃	1,3
C16	Na-Mg-HCO ₃ -Cl	2,5
C18	Na-HCO ₃ -Cl	1,8
C19	Na-Mg-HCO ₃ -Cl	3,5
C20	Na-Cl-HCO ₃	1,8
C21	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	1,1
C22	Mg-HCO ₃	7,4
C23	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	3,6
C24	Mg-Ca-Na-HCO ₃ -Cl	9,0
C25	Na -HCO ₃ -Cl	6,4
C27	Na-Cl-HCO ₃	4,1
C28	Na-Cl-HCO ₃	4,7
C29	Na-Cl-HCO ₃	3,9
C30	Na-Ca-HCO ₃ -Cl	8,4
BG	Mg-Ca-Na-K-Cl-HCO ₃	1,5

Conforme demonstrado na Tabela 7, é possível perceber que se destaca o tipo de água bicarbonatada cloretada sódica no período chuvoso com 63% das cacimbas monitoradas. O erro do Balanço iônico variou entre o mínimo de 1,0% a 9,0%.

As Figuras 53 e 54 apresentam os dados representados no Diagrama de Piper, para os dois períodos monitorados.

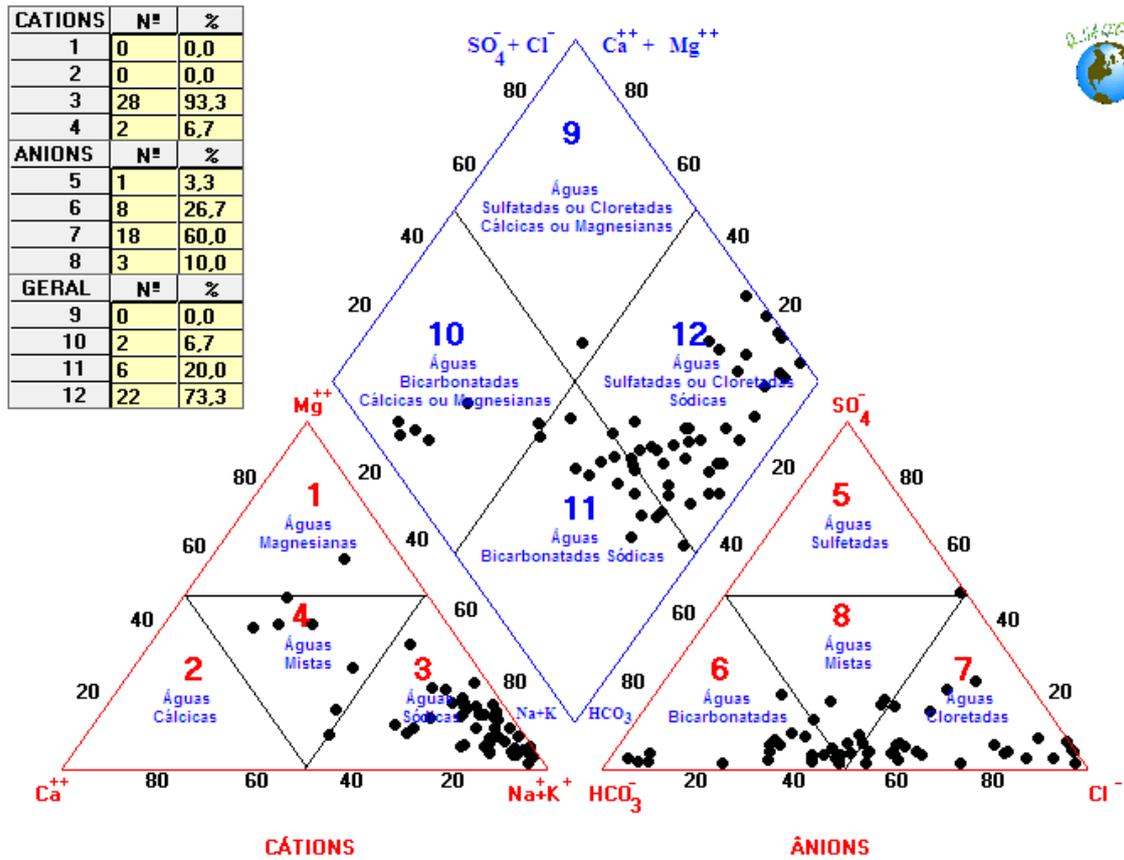


Figura 53 - Diagrama de Piper para o período de estiagem (julho de 2011).

Observa-se que os íons dominantes no período de estiagem são: sódio e o cloreto; sendo assim, a água se classifica como cloretada sódica com 73,3% (Figura 53).

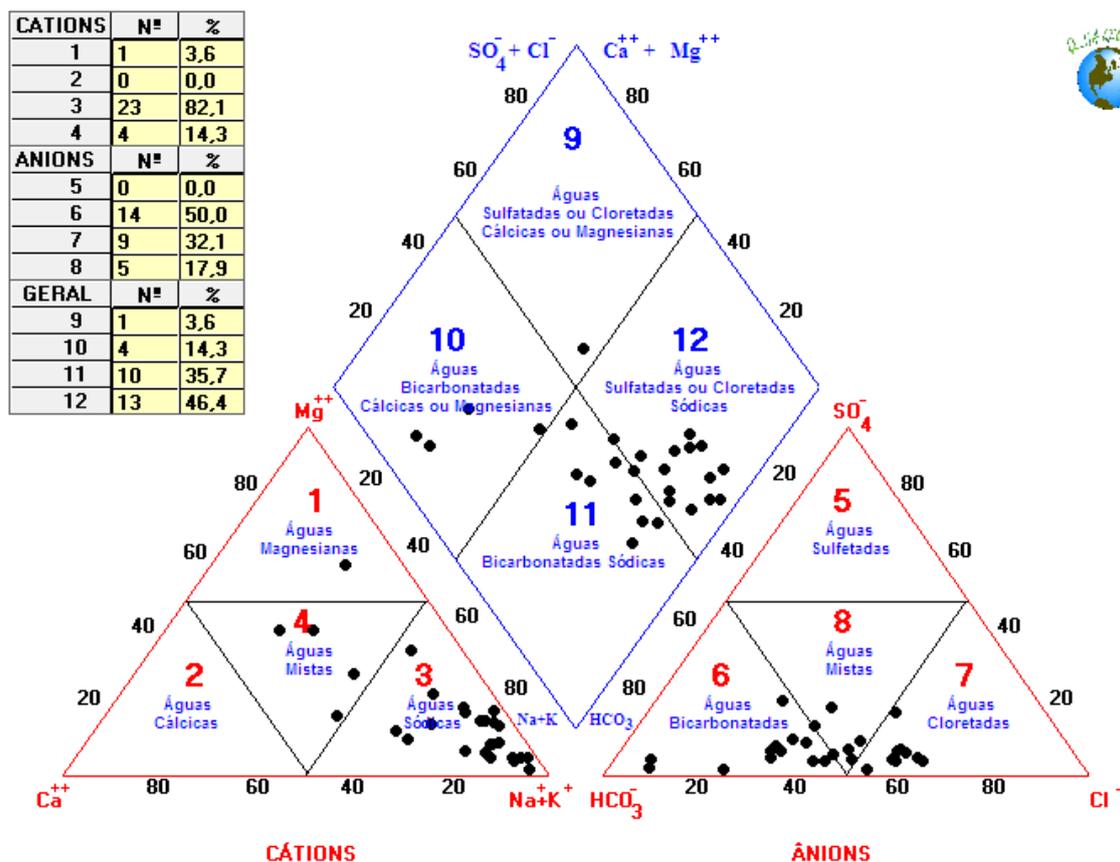


Figura 54 - Diagrama de Piper para o período chuvoso (novembro de 2011).

De acordo com a Figura 54, observa-se que os íons dominantes são: sódio, cloreto e bicarbonato, sendo assim 46,4% das cacimbas analisadas classificam-se como cloretadas sódicas, mas 35,7% classificam-se como bicarbonatadas sódicas.

Apesar dos métodos diferenciados utilizados para execução do balanço iônico e o Diagrama de Piper, percebe-se que destacam em ambos os programas utilizados, os íons sódio, cloreto e bicarbonato. Enfim, foram identificados dois tipos de águas para a área de estudo: cloretada e bicarbonatada sódica e cloretada sódica.

Os íons dissolvidos que predominam na água de estudo possivelmente indicam uma relação com o litotipo do qual a água se origina. A presença de lentes de calcário, intercalados com os filitos e carbonatos disseminados nos metapelitos, em todo o Grupo Cuiabá, podem vir a indicar a origem dos íons bicarbonatos (APOITIA, 2003).

A caracterização química das águas subterrâneas em Cuiabá realizada por Apositia (2003) resultou nos seguintes tipos de água: bicarbonatadas cálcicas e magnesianas (91,7%) e sulfatadas ou cloretadas sódicas (8,3%).

5.5. Parâmetros bacteriológicos

De acordo com Black (2002), coliformes são micro-organismos que habitam no intestino de animais de sangue quente, dentre eles o homem, e estão presentes em suas excretas. Em contato com a água, as fezes humanas e até mesmo de outros animais podem encontrar outro hospedeiro. A análise bacteriológica reforça e constata a poluição do aquífero freático por fossas sépticas e negras.

5.5.1. Coliformes totais

O grupo coliforme é normalmente usado como indicador da ausência ou precariedade de um sistema de saneamento (VIEIRA; OLIVEIRA, 2001). Os coliformes não provocam doenças, sua presença na água apenas indica que a ingestão do líquido poderá provocar patologias por outros grupos de micro-organismos, já que no trato gastrointestinal, junto dos coliformes, podem ser liberadas também várias classes de organismos patogênicos; assim como: solitárias, lombrigas e giárdias.

De acordo com a Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), uma amostra de 100 mL de água deveria apresentar ausência de coliformes totais.

Os resultados obtidos para a determinação do logaritmo do número mais provável de coliformes total para os períodos monitorados (início das chuvas e chuvoso) podem ser observados na Figura 55 e no Anexo 7.

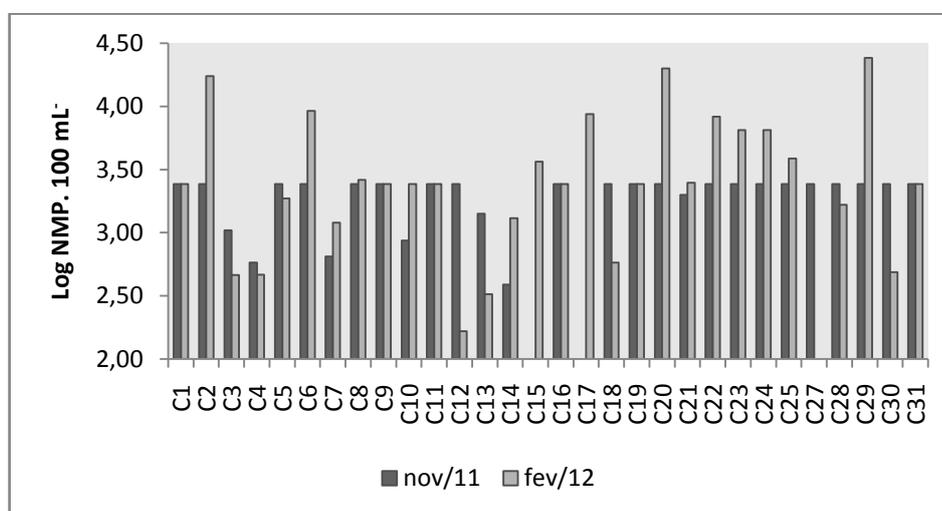


Figura 55 - Densidade de coliformes totais para o início do período chuvoso e chuvoso.

Das 31 amostras analisadas, todas (100%) apresentaram concentração acima dos Valores Máximos Permissíveis ao Consumo Humano. As concentrações variaram de 387,3 ao limite máximo de contagem da tabela, ou seja, o valor ultrapassou 2419,2 NMP.100 mL⁻¹ para o início do período chuvoso. No período chuvoso, os valores variaram entre 166,4 NMP.100 mL⁻¹ ao limite máximo de contagem para o volume de amostra de água analisada (Figura 55).

Observa-se que a maior densidade de coliformes total foi encontrada no período chuvoso, em apenas nove cacimbas o inverso foi verificado: C3, C4, C5, C12, C13, C18, C27, C28 e C30. Em alguns casos a densidade foi igual para ambos os períodos monitorados: C1, C9, C11, C16, C19 e BG. A cacimba BG – *Background*, foi selecionada a fim de considerá-la como valor de branco, ou seja, suas características físicas, químicas e biológicas, não deveriam estar alteradas por atividades antrópicas, no entanto, foi verificado que mesmo esta cacimba se encontra contaminada por coliformes, possivelmente, isto acontece por ser uma área onde há atividade de pecuária (foi observado durante as atividade de campo, um curral a montante do poço BG).

Os resultados obtidos já eram esperados, tendo em vista que o aquífero é freático, isto é, o nível d'água se encontra próximo à superfície do terreno, mostrando a vulnerabilidade à contaminação, principalmente por fossas negras, as quais estão maciçamente presentes no bairro Pedra Noventa. No período chuvoso ocorre uma elevação do nível d'água e as fossas também sofrem essa elevação, aumentando a possibilidade de confluência do material orgânico até o aquífero freático.

A partir da Figura 56, podemos observar a distribuição espacial da densidade de coliformes totais presente na área em estudo.

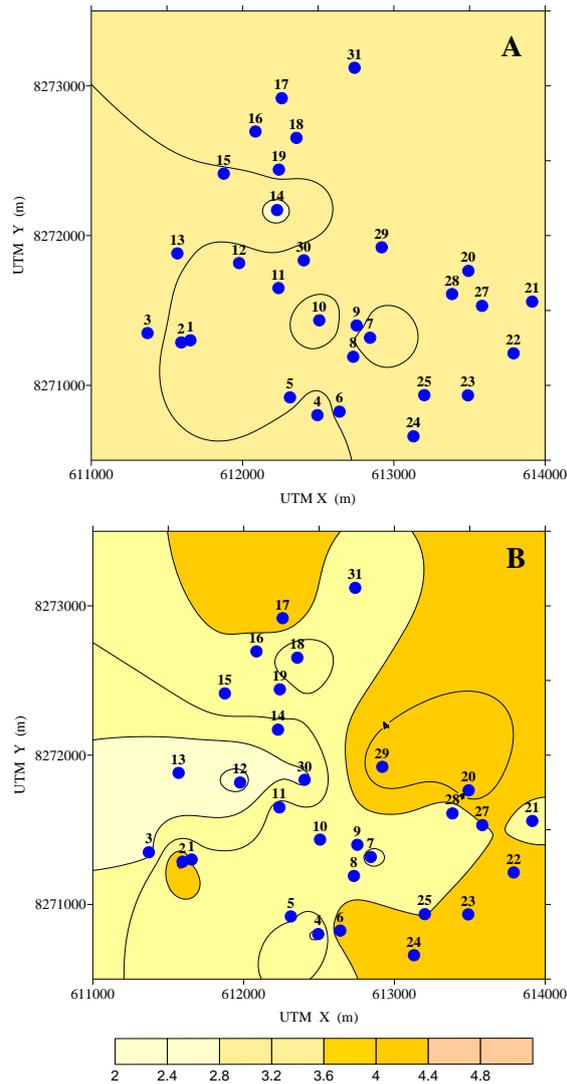


Figura 56 - Distribuição espacial da densidade de coliformes totais (log NMP.100 mL⁻¹) no bairro Pedra Noventa; A – no início do período chuvoso (julho de 2011); B – período chuvoso (fevereiro de 2012)

A partir da Figura 56, podemos notar o que já havia sido constatado, o aumento da densidade de coliformes totais no período chuvoso. Este aumento ocorre mais intensamente na região sudeste e leste e separadamente em dois pontos à norte e sudoeste: C17 e C2 respectivamente. No entanto, em se tratando de consumo humano, segundo a legislação pertinente deveria ocorrer ausência de bactérias coliformes totais.

A água subterrânea se mantém fora do alcance dos olhares mais críticos (“o que os olhos não veem o coração não sente”), por este motivo pode-se tornar contaminada gradualmente, sem ao menos despertar a mínima atenção, sendo muitas vezes tarde demais para reverter o dano causado pela poluição. Assim, a única abordagem racional seria evitar a contaminação dos aquíferos freáticos.

5.5.2. *Escherichia coli*

A *Escherichia coli* é subgrupo das bactérias do grupo coliformes comprovadamente de origem fecal. Segundo Cardoso et al (2003), a presença de *Escherichia coli* indica contaminação recente, já que eles não se multiplicam e nem persistem por um longo período, possuindo sobrevivência similar à das bactérias patogênicas.

De acordo com a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), em amostras individuais procedentes de poços, fontes, nascentes ou outras formas de abastecimento sem distribuição canalizada, toleram-se a presença de coliformes totais, na ausência de *Escherichia coli*. No entanto, este não é o caso do estudo realizado no bairro Pedra Noventa, onde se observa alta densidade de coliformes totais na presença de *E. coli*.

Os resultados obtidos para a densidade de *Escherichia coli* na água dos poços rasos avaliados no bairro Pedra Noventa podem ser observados na Figura 57 e no Anexo 7.

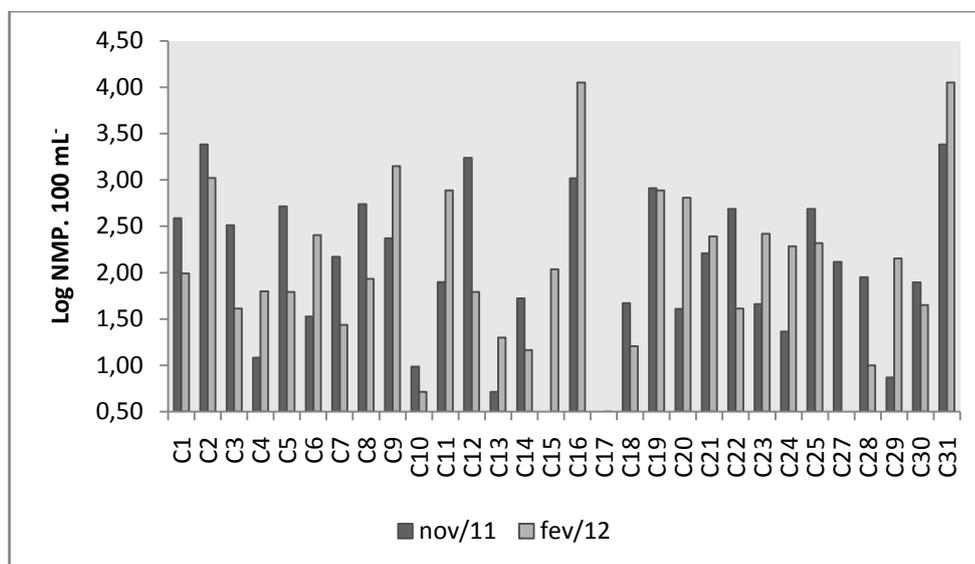


Figura 57 - Densidade de *Escherichia coli* para o início do período chuvoso e chuvoso.

As cacimbas C15 e C17 não foram avaliadas no início do período chuvoso, pois se encontravam sem lâmina d'água suficiente para coleta. No período chuvoso a cacimba C17 apresentou 1 NMP/100 mL de *E. coli* e a cacimba C27 não foi analisada.

Das 31 análises realizadas, todas (100%) apresentaram concentração acima dos Valores Máximos Permissíveis ao Consumo Humano. As concentrações variaram entre 5,20 NMP.100 mL⁻¹ ao valor máximo para leitura na tabela, ou seja, valor superior a 2419,2

NMP.100 mL⁻¹ no início do período chuvoso. No período chuvoso as concentrações variaram de 1 a 11.198,50 NMP.100 mL⁻¹. Profa Eliana solicitou mudança do texto para melhor compreensão (Figura 57).

Dos resultados obtidos, em cerca de 50% dos valores da densidade de *E. coli*, foram maior para o início do período chuvoso, enquanto que cerca de 44% no período chuvoso.

A partir da Figura 58 é possível observar a distribuição espacial da densidade de *E. coli* na área de estudo.

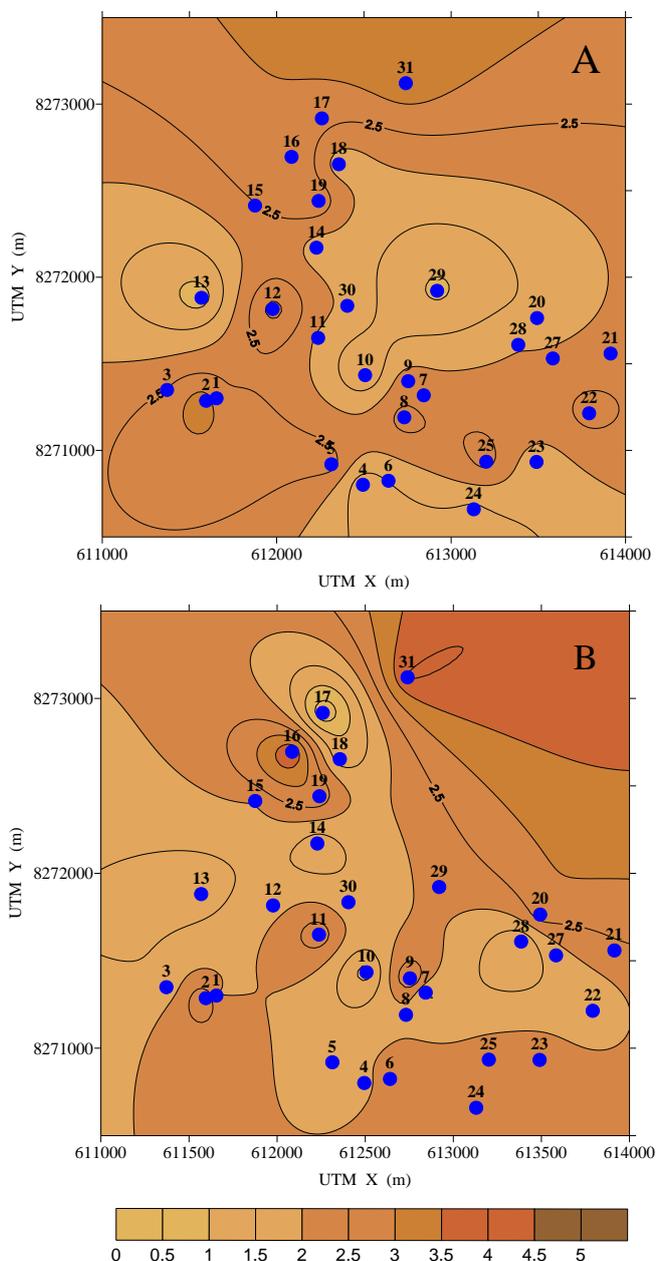


Figura 58 - Distribuição espacial da densidade de *Escherichia coli* (Log NMP.100 mL⁻¹) no bairro Pedra Noventa; A – início do período chuvoso; B – período chuvoso.

Observando a Figura 58, notamos que há pontos em que a densidade de *E. coli* encontra-se mais elevada no início do período chuvoso (Figura 58A). No período chuvoso ocorre uma diminuição desses valores (Figura 58B). Apenas as cacimbas C16 e C31 apresentaram maior densidade de bactérias *Escherichia coli* no período chuvoso. Devido a reações físicas, químicas e biológicas que ocorrem na zona não saturada, esta região acaba se tornando uma importante linha de defesa contra a poluição dos aquíferos freáticos. Pequenas espessuras de zona não saturada e a proximidade das fossas com as águas do aquífero freático são fatores que favorecem a contaminação do aquífero. Sendo assim, possivelmente seja esta a causa associada à alta densidade de bactérias *E. coli* na área de estudo, no início do período chuvoso. Outro fator que deve ser considerado são as construções dos poços rasos na região, as quais não apresentam estrutura adequada e não seguem as normas pré-estabelecidas, com isso há maior facilidade de contaminação.

O uso generalizado de fossas sépticas, negras ou drenos no bairro Pedra Noventa, onde os esgotos são lançados sobre ou abaixo da superfície do solo de várias maneiras, não somente contribui para que o esgoto filtrado alcance a superfície do terreno, como se constitui, provavelmente, numa das principais causas de contaminação da água subterrânea não somente na área em estudo como em todo o mundo.

Segundo Migliorini e Apoitia (2009), após avaliar 12 poços tubulares profundos na região de Cuiabá e Várzea Grande verificaram que as concentrações de coliformes total e fecal nas águas se devem aos problemas de saneamento básico da região (grande quantidade de fossas sépticas, sumidouros e córregos contaminados). Estas informações são preocupantes, visto que estes autores avaliaram o aquífero em profundidade, enquanto que este trabalho dedica-se ao aquífero freático, mais vulnerável. Neste contexto, a região do bairro Pedra Noventa, apresenta um cenário de maior risco, pois o elevado número de fossas negras, aliado a um nível d'água próximo a superfície do terreno, reduz o tempo de trânsito dos contaminantes gerados pelas fossas, já que, o risco de alteração da qualidade natural das águas subterrâneas não é uma função apenas das características intrínsecas do aquífero, mas também pela existência de atividades poluidoras.

5.5.2. Bactérias heterotróficas

A contagem de bactérias heterotróficas, genericamente definidas como microrganismos que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes, fornece informações sobre a qualidade bacteriológica da água de uma forma ampla. Serve, portanto, de indicador auxiliar da qualidade da água ao fornecer informações adicionais sobre eventuais falhas na desinfecção, colonização e formação de biofilmes no sistema de distribuição (GUERRA, 2006). A presença de bactérias heterotróficas em quantidades elevadas pode impedir a detecção de coliformes, seja devido à produção de fatores de inibição, seja por um desenvolvimento mais intenso.

A Portaria Nº 2419 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância de qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, sendo para as bactérias heterotróficas, recomendado o valor máximo de 500 UFC/mL, logo, é de extrema importância determinar sua densidade, pois, assim é possível identificar possíveis causas de deterioração da qualidade da água.

Para a determinação da densidade de bactérias heterotróficas, os resultados podem ser observados na Figura 59.

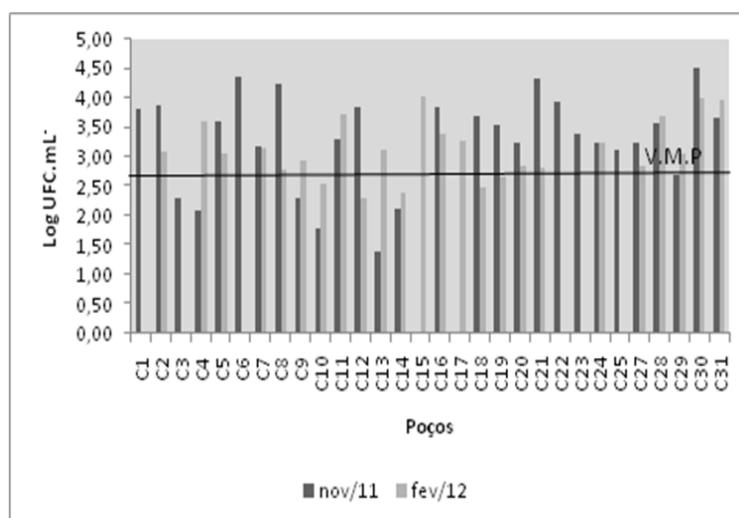


Figura 59 - Densidade de bactérias heterotróficas nas amostras analisadas no início do período chuvoso e chuvoso.

Com base na Figura 59, foi possível verificar que no início do período chuvoso a densidade das bactérias heterotróficas variou de 25 a 33.600 UFC.mL⁻¹, apresentando valores acima dos limites recomendados em 75,86% das amostras analisadas. No período chuvoso, verificou-se menor ocorrência (68,97%) e menores densidades (70 a 2650 UFC.mL⁻¹).

6. CONCLUSÃO

O estudo do aquífero freático na região do bairro Pedra Noventa em Cuiabá nos permitiu as seguintes conclusões:

1 – A região possui um divisor de águas subterrâneas de direção NW-SE cortando transversalmente a área estudada, mostrando duas direções de fluxo de água subterrânea, uma com fluxo preferencial se dirigindo a nordeste e outra a sudoeste. Isto ocorre tanto nos períodos das chuvas como no período de estiagem.

2 – Os parâmetros físico-químicos estudados não apresentaram concentrações muito elevadas, somente o manganês, ferro, chumbo, amônia e nitrato apresentaram concentrações superiores aos Valores Máximos Permissíveis para o consumo humano, exigidos pela portaria 2914/2011 e resolução do CONAMA 396/2008.

3 – As concentrações elevadas de manganês, ferro e chumbo, provavelmente se originam da formação geológica, indicando possivelmente uma relação com a composição do solo e da rocha alterada.

4 – As concentrações elevadas de amônia e nitrato, provavelmente se originam das fossas sépticas, que estão disseminadas na área e matéria orgânica em decomposição que caem nos poços abertos.

5 – Através do estudo foi observado que ocorreram flutuações sazonais nas concentrações dos metais, cátions e ânions, sendo as concentrações maiores na época da chuva e menores na época de estiagem, provavelmente devido aos processos de lixiviação ser mais intensos que os processos de diluição.

6 – Através do estudo estatístico Mann-Whitney bem como através dos gráficos de Box plot, há evidências significativas de que as medianas dos parâmetros: sódio, potássio, cálcio, magnésio, sulfato, pH e temperatura da água, apresentaram medianas que se diferenciam com a sazonalidade.

7 – As análises bacteriológicas (coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas) apresentaram concentrações acima dos Valores Máximos Permissíveis para o consumo humano exigidos pela portaria 2914/2011 e resolução do CONAMA 396/2008, provavelmente por causa das fossas sépticas intensamente distribuídas na região.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2006.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Brasília, agosto/2002. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/gestaoRecHidricos/infoHidrologicas/projetos_aguasSubt>. Acesso em 11/05/2011. 2002.

ALVES OLIVEIRA, D.; GILDA, S.; FREITAS, M. D. Avaliação do teor de ferro em águas subterrâneas de alguns poços tubulares, no plano diretor de Palmas – TO. 2004. Net, Cuiabá, jan. 2012. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsAIDIS/PuertoRico29/gilda.pdf>>. Acesso em: 02 jan. 2012.

ALBRECHT, M. P. **Ecologia alimentar de duas espécies de Leporinus (Teleostei Anostomidae) no alto do rio Tocantins antes e durante a formação do AHE Serra da Mesa, GO**. 2000. 194f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 2000.

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

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – Method 3030-G**: 21 th Edition. 2005.

ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. N.; ARAÚJO CRISÓSTOMO, L.; OLIVEIRA RODRIGUES, J.; LOPES BEZERRA, F. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural** [online]. V. 39, n. 1, p. 88-95, 2009.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**. V. 37, n. 6, p. 1791-1797, 2007.

APOITIA, L. F. M. **Caracterização preliminar do quimismo das águas subterrâneas em Cuiabá-MT**. 2003. 130 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

Application Note 141 - Production Test Chromatograms. In: Product Manual for IonPac AS9-HC. **Dionex**. 2006. v. 07. p. 14.

ARAÚJO, E. A.; SOUSA, F. A. S.; RIBEIRO, M. A. F. M.; SANTOS, A. S.; MEDEIROS, P. C. Análise estatística de chuvas intensas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 23, n. 2, p. 162-169, 2008

ATHAYDE, G. B.; MULLER, C. V.; FILHO, E. F. R.; HINDI, E. C. Estudo sobre os tipos das águas do aquífero Serra Geral, no município de Marechal Cândido Rondon – PR. **Águas Subterrâneas**, v. 21, n. 1, p. 111-122, 2007

BLACK, J. G. **Microbiologia: fundamentos e perspectivas**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002. 829p.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. **Elementos de Ciências do Ambiente**. Didáticos. Convênio São Paulo: CETESB – ASCETESB, 1991. 206 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2914, de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, 14 de dezembro de 2011. Seção V. p. 32.

BRASIL. Presidência da República. Secretaria do Sistema Financeiro de Habitação. Lei estadual n.º 2.408 de 28 de junho de 1995. **Diário Oficial da União**, Brasília, 05 julho 1995.

BRASIL, A. S. **Avaliação da qualidade da água proveniente de poços tubulares profundos utilizados para abastecimento público no município de Cuiabá-MT**. 2010. 59f. Monografia (Química – Bacharelado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Departamento de química, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2010.

CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, R. G. **Environmental health engineering in the tropics: an introductory text**. 4. Ed. Chichester, John Wiley & Sons. 1990. 283p.

CAMPOS, J. C. V. **Contaminação das águas subterrâneas na cidade de Mirante da Serra (RO)**. Porto Velho: Serviço Geológico do Brasil, 1999. p. 1-11.

CAMPOS, H. Poluição dos solos e das águas. Remediação e biorremediação dos solos e de aquíferos. Texto complementares. **Apostila**. São Paulo: Campinas, 72f. 2004.

CARDOSO, A. L. P.; TESSARI, E. N. C.; CASTRO, A. G. M.; KANASHIRO, A. M. I.; ZANATA, G. F. Incidência de coliforme e Salmonella sp. em águas provenientes de abatedouro avícola. **Hig. Aliment**, v. 17, n. 111, p. 73-78, 2003.

CASTRO JUNIOR, P. R.; MIGLIORINI, R. B.; SALOMÃO, F. X. T.; VECCHIATO, A. B. 2007. Unidades de relevo da bacia do rio Cuiabá e suas relações com os recursos hídricos. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro-Oeste. 20., 2007. Cuiabá-MT. **Anais...Cuiabá-MT**: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007. p. 1-20.

CAVALCANTE, I. N. **Fundamentos Hidrogeológicos para Gestão Integrada de Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza, estado do Ceará**. 1998. 164f. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1998.

CELLIGOI, A. Considerações sobre análises químicas de águas subterrâneas. **Geografia**, v. 8, n. 1, p. 91-97, 1999.

COHN, P. D.; COX, M.; BERGER, P. S. Health and aesthetic aspects of water quality. In: **Water quality and treatment**. 5.ed. USA, McGraw-Hill Inc. 1999.

COLVARA, J. G.; LIMA, A. S.; SILVA, W. P. Avaliação da contaminação de água subterrânea em poços artesianos no sul do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul, **Brazilian Journal of food technology**, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. (Série Relatórios Ambientais).

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL-CETESB. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Brasília: CETESB, 2011. (**Procedimento Técnico**).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO-AMBIENTE – CONAMA. Ministério do meio ambiente. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**, Brasília, 07 de abril de 2008. Seção 1. p. 64-68.

COSTA, A. B.; KAUFMANN, R. C.; HANSEN, M. A. F.; KIRST, A.; LOBO, E. A. Avaliação da qualidade das águas subterrâneas em áreas de preservação permanente (sistema aquífero Guarani – SAG), bacia hidrográfica do Rio Pardo, RS, Brasil. **TECNO-LÓGICA**, v. 14, n. 1, p. 26-38, 2010.

COSTA, A. M. R.; WAICHMAN, A.; APARÍCIO; S. E. E. Uso e qualidade da água subterrânea na cidade de Manaus. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

COSTA, W. D. Contaminação da água subterrânea por resíduo sólido no município de Belo Horizonte – MG. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

CUIABÁ. Prefeitura Municipal. Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Urbano. Diretoria de Pesquisa e Informação. **Súmula de Informação sobre o Município**. Cuiabá, 2001.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia Subterrânea**. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 1983. p. 2420. 2v.

CRAUN GF. Causes of waterborne diseases in the United States. **Water Sci Technol**, n. 24, p. 17-20, 1991.

CREPALLI, M. S. **Qualidade da água do rio Cascavel**. 2007. 77f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2007.

DEZUANE, J. Microbiological parameters. In: **Drinking water quality**. USA, John Wiley & Sons Inc. 1997. 575p.

DOMENCIO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. New York: John Wiley and Sons, 1990. 824p.

DOMINGUES, C. S.; GIRARD, P.; LIMA, E. B. N. R. Avaliação do desempenho da estação de tratamento de esgoto de Cuiabá – ETE D. Aquino. In: VIII Encontro de Iniciação Científica, 2000, Cuiabá. **Anais...**Cuiabá: PROPEQ, 2000. 226p.

DYMINSKI, A. S. **Contaminação de solos e águas subterrâneas**. UFPR-2006. Disponível em:<http://www.cesec.ufpr.br/docente/andrea/TC019_Contaminacao_de_solos.pdf>. Acesso em: 19/05/ 2010.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. Ed. Rio de Janeiro-RJ: Ed Interciência, FINEP. 1988. 557p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional e Pesquisa em Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa-Solos, 2006. 306p.

FARACHE FILHO, A. **Condições sanitárias de mananciais (poços e nascentes) utilizados para abastecimento de água na zona rural do distrito de Gavião Peixoto - Município de Araraquara, São Paulo**. 1982. 101f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo. 1982.

FARIAS, A. M. L.; LAURENCEL, L. C. **Estatística Descritiva, Apostila**. Departamento de Estatística. Niterói: UFF 2008 (versão para download em http://www.professores.uff.br/anafarias//estdesc_2008.pdf

FARNHAM, I. M.; SINGH, A. K.; STETZENBACH, K. L.; JOHANNESON, K. H. Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 60, p. 265-81, 2002.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL - CPRM. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. 812 p.

FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. **Rev. Saúde pública**, v. 15, p. 242-248, 1981.

FERREIRA NETO, J. V.; SANTOS, R. J. Q.; WANDERLEY, P. R. B.; WANDERLEY, P. R. M.; CAVALCANTE, A. T. Vulnerabilidade natural das águas subterrâneas em área do Tabuleiro do Martins – Maceió – Alagoas – BR. **Revista Águas Subterrâneas**, n. 16, p. 57-75. 2002.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. Prentice Hall: New Jersey. 2000. 598p.

FETTER, C. W. **Contaminant hidrogeology**. New York: McMillan, 1993.

FINOTTI, A. R.; FINKLER, R.; D'AGOSTINI SILVA, M.; CEMIN GISELE. **Monitoramento de Recursos Hídricos em Áreas Urbanas**. Caxias do Sul: EDUCS, 2009. 272 p.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, p. 1-7, 2005.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. C. A.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. **Groundwater quality protection: a guide for water utilities municipal authorities and environment agencies**. Washington: The World Bank, 2002.

FOSTER, S. HIRATA, R. GOMES, D. D'ELIA, M. PARIS, M. **Um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais: proteção da qualidade da água subterrânea**. São Paulo: São Paulo, 2005. 95 p.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. Qualigraf: Software para interpretação de gráficos e dados hidroquímicos. Disponível em: <[http://www.funcceme.recursos hídricos](http://www.funcceme.recursos%20h%C3%ADricos)>. Acesso em: 29/02/2012

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Relatório Final: Cemitérios como fonte potencial de contaminação das águas subterrâneas região de Cuiabá e Várzea Grande (MT)**. Brasília: Funasa, 2007.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Manual prático de análise de água**. Brasília: FUNASA, 2004.

FREEZE, A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1979. 604p.

FREITAS, L. C. B. **Qualidade das águas subterrâneas – área do município de Caucaia, região metropolitana de Fortaleza – Ceará**. 2009. 93f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Centro de Ciências, Departamento de Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

GALVÃO, M. V. org. **Geografia do Brasil, grande região centro-oeste**. Rio de Janeiro, Conselho Nacional de Geografia, 1960. 452p.

GOLDEN SOFTWARE Project for Windows 93, Version 8, **Surfer 8: User's guide**. Golden Software, Inc. Colorado, 2001. 640p.

GONZAGA, A. S. M. **Clorador por difusão: avaliação de desempenho e de parâmetros de projeto**. 1991. 73f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 1991.

GOOGLE EARTH. Versão 4.0. **Google Earth Product Family**. 2009. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 10/05/2011.

GUERRA, N. M. M.; OTENIO, M. H.; SILVA, M. E. Z.; GUILHERMETTI, M.; NAKAMURA, C. V.; NAKAMURA, T. U.; DIAS FILHO, B. P. Ocorrência de *Pseudomonas aeruginosa* em água potável. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 28, p. 13-18, 2006.

HAIR, J. F.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C.; ANDERSON, R. E.; BABIN, B. J. **Análise Multivariada de dados**. 6ª. Edição. Bookman, 2009.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNANDEZ, J. M.; FERNANDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in the alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. **Water Research**, v. 34, p. 807-816, 2000.

HELLER, L. **Saneamento e Saúde**. Brasília, OPAS/OMS. 1997. 98p.

HEM, J. D. Study and interpretation of chemical characteristics of natural water. U. S. Geological Survey. **Water Supply Paper**. 1985. 263p.

HOLLAND, H. D.; TURETIAN, K. K. **Treatise on geochemistry Amsterdam**: Elsevier/Pergamon. 10v. 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo demográfico do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Boletim Agroclimatológico**. Brasília, v. 30, n. 01-12, 1996.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Boletim Agroclimatológico**. Brasília, v. 31, n. 01-12, 1997.

JACOB, A. A. E. A krigagem como método de análise de dados demográficos. In: **XIII Encontro Nacional de Estudos Populacionais – ABEP**. 2002, Ouro Preto-MG. Disponível em: <http://www.abep.nepo.unicamp.br/docs/anais/pdf/2002/GT_SAU_ST3_Jakob_texto.pdf>. Acesso em 14-06-2011.

KAUFMAN, W. J. Chemical pollution of ground water. **Water Technol./Quality**, p. 152-158, 1974.

KRONE, R. B.; MCGAUHEY, P. H.; GOTAAS, H. B. Direct discharge of groundwater with sewage effluents. **Journal Sanitary Engineering Division**, v. 83, p. 1-25, 1957.

LEARDI, R. Methods of Treatment of Data. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of water analysis**. 2ª ed. CRC Press: 2007.

LIMA, M. L. A.; CHAVES, C. A. P.; JÚNIOR, H. R. M.; SIMÃO, F. B. Aplicação de métodos geoestatísticos para mapeamento de área de risco em saúde pública no município de Porto Velho-RO. **Vita et Sanitas**, v. 2. n. 02, p. 131-149, 2008.

LUCENA, L. R. F.; ROSA FILHO, E. F. & BITTENCOURT, A. V. L. A potenciometria do aquífero Barreiras no setor Oriental da bacia do rio Pirangi-RN e considerações sobre a relação com mananciais superficiais. **Revista Águas Subterrâneas**, n. 18, 2004. p. 19-27.

LUIZ, J. S.; OLIVEIRA, A. M.; SOUZA, J. O.; MOTTA, J. F. M.; TANNO, L. C.; CARMO, L. S.; SOUZA, N. B.; **Projeto Coxipó**. Goiânia: DNPM/CPRM, 1980. Vol. 1. 136p. (Relatório Final).

MAITELLI, G. T. **Uma abordagem tridimensional do clima urbano em área tropical continental: O exemplo de Cuiabá-MT**. 1994. 204f. Tese (Doutorado em Ciências Humanas) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1994.

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

MESTRINHO, S. S. P. Qualidade das águas. In: GONÇALES, V. G.; GIAMPÁ, C. E. Q. **Águas subterrâneas e poços tubulares profundos**. São Paulo: Signus, 2006. P. 99-136.

METHOD U.S.EPA-300.1, Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. In: National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. Ohio: Method 300.1, 1997. v. 1, p. 40.

MIGLIORINI, R. B. Qualidade física, química e bacteriológica de águas subterrâneas em meio urbano. Região de Cuiabá e Várzea Grande – MT. In: XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 62., 2004, Mato Grosso. **Anais...** Cuiabá: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2004. p. 880-885.

MIGLIORINI, R. B. **Hidrogeologia em meio urbano: região de Cuiabá e Várzea Grande – MT**. 1999. 146f. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de geociências, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 1999.

MIGLIORINI, R. B.; APOITIA, L. F. M. **Águas subterrâneas: caracterização da hidrogeologia na região da bacia hidrográfica do rio Cuiabá** In **bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**: EDUFMT; Cuiabá, 2009.

MIGLIORINI, R.B. Qualidade física, química e bacteriológica de águas subterrâneas em meio urbano. Região de Cuiabá e Várzea Grande – MT. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MIGLIORINI, R. B. **Cemitérios como fonte de poluição em aquíferos. Estudo do Cemitério Vila Formosa na bacia sedimentar de São Paulo**. 1994. 74f. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1994.

MIRLEAN, N.; OSINALDI, G. M. Impacto da indústria de fertilizantes sobre a qualidade de água subterrânea. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

MISRA, K. K. Safe water in rural areas. **Int J Health Educ.** n. 18. p. 53-59, 1975.

MOBÛS, G. **Qualigraf**: Software para interpretação de análises físico-químicas, versão Beta. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME. 2003. Fortaleza-CE. Disponível em download do programa a partir da página: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 29/02/2012.

MORAES, P. B. ST 502 – Tratamento biológico de efluentes líquidos. ST 503 – Tratamento Físico-químico de efluentes líquidos. 2008. Net, Cuiabá, mar. 2012. Disponível em: <http://webensino.unicamp.br/disciplinas/ST502-293205/apoio/2/Resumo_caracteriza_o_de_efluentes_continua_o.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2012.

MOURA, C. L.; HYPÓLITO, R. Comportamento de íons de chumbo associados a aterros domésticos. **Águas Subterrâneas**, v. 21. n. 1, p. 1-7, 2007.

MOURÃO, M. A. A.; SOARES, A. G.; SIMÕES, E. J. M.; OLIVEIRA, E. S.; BRITO, R. M. D. A.; BEATO, D. A. C.; VIANA, H. S. Caracterização hidroquímica e avaliação de uso das águas subterrâneas na microrregião de Unaí, bacia do São Francisco, NW de Minas Gerais – Brasil. In: **Congresso Mundial Integrado de Águas Subterrâneas, 1.**, e **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 11.**, Fortaleza, 2000. Fortaleza: ABAS/AHLSUD/IAH, 2000. CD-ROM.

NASCIMENTO, S. A. M.; BARBOSA, J. S. F. Qualidade da água do aquífero freático no alto cristalino de Salvador, bacia do rio Lucaia, Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 35, n. 4, p. 543-550, 2005.

NEVES, D. P. **Parasitologia humana**. 7.ed. São Paulo, Atheneu. 1998. 462p.

PARALTA, E.; FRANCÉS, A.; SARMENTO, P. Caracterização Hidrogeológica e Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição Agrícola do Aquífero Mio-Pliocénico da Região de Canhestros (Alentejo). In: **6º Congresso da Água**, 16., Porto, 2002.

PEDROSA, C. A.; CAETANO, F. A. **Águas subterrâneas**, Brasília: Agência Nacional de Águas, 2002. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 19/06/11.

PEREIRA, R. S. Poluição Hídrica: causas e conseqüências. **Revista eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004. Disponível em: <<http://www.abrh.org.br/informacoes/rerh.pdf>>.

PERLMUTTER, N. M.; LIEBER, M.; FRAUENTHAL, H. L. Contamination of ground water by detergents in a suburban environment: south Farmingdale area, Long Island. **U. S. Geological Survey. Professional Paper**, n. 501-C, p. 170-175, 1964.

PINFOLD, J. V. Faecal contamination of water and fingertip-rinses as a method for evaluating the Effect of low cost water supply and sanitation activities on faecal-oral disease transmission. II. A hygiene intervention study in rural north-est Thailand. **Epidemiol Infect**, n. 105, p. 377-380, 1990.

PINTO, B. V. **Características químicas e físico-químicas de águas subterrâneas do estado do Rio de Janeiro**. 2006. 146 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006

PIRANHA, J. M. & PACHECO, A. Vírus em águas subterrâneas usadas para abastecimento de comunidades rurais do município de São José do Rio Preto (SP). In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13, Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB. **Métodos Alternativos de Desinfecção da Água**. São Carlos: RiMa Artes e Textos, 2001. 149 p.

REBOUÇAS, A.C.; FEITOSA, F.A.C.; DEMÉTRIO, J.G.A. Elementos de Hidrogeologia Subterrânea. In: **Águas Subterrâneas e Poços Profundos**. São Paulo, 2006. p. 71-97.

REETZ, E. F. **Avaliação quali-quantitativa dos recursos hídricos superficiais na bacia hidrográfica do Campus da Universidade Federal de Santa Maria**. 2002. 121f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, 2002.

REINHARDT, N. M. **Condições sanitárias das águas de abastecimento de poços rasos da área não servida pela rede de abastecimento público de água, do Município de Curitiba, Paraná**. 1977. 72f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo. 1977.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Teores limites para compostos amoniacais em efluentes e corpos receptores – conflitos e interrelações. 1995. Net, Cuiabá, abr. 2012. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes97/teorias.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2012.

RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F.; MELO, L. F. C. Validação de métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771-780, 2004.

ROCHA, T. S. **Avaliação da qualidade das águas dos poços tubulares da bacia do Rio do Peixe equipados com dessalinizadores, com vistas ao aproveitamento econômico dos sais de rejeito**. 2008. 96 f. Dissertação (Mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) – Departamento de Engenharia ambiental (DEA) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008.

ROMANCINI, S. R.; VILARINHO, C. S.; CHILETTO, R. C. O.; ABREU, E.; BERNARDINO, A. C. M. A.; ALBERTON, P. A. M. O.; REIS, C. C.; MARTINS, E. C.; **Novas territorialidades urbanas em Cuiabá**. Cuiabá: EDUFMT/FAPEMAT, 2008. 176 p.

ROSA, C.C.B.; ALMEIDA, F.T.; SANTOS JÚNIOR, E.L.; ALVES, M.G.; MARTINS, M.L.L. Qualidade microbiológica de água de poços provenientes de áreas urbanas e rurais de Campos do Goytacazes (RJ). 2004. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

SANTOS, C.B.; LEAL, L.R.B.; LUZ, J.A.G.; MELLO, J.C. Caracterização do impacto na qualidade das águas subterrâneas causado pela disposição dos resíduos sólidos urbanos no aterro municipal da cidade de Feira de Santana– BA. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE – SEMA. **Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica do Paraguai**. Cuiabá: SEMA/MT, 2010.

SECRETARIA DO ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL – SEPLAN. **“Mapas das áreas legalmente protegidas do Estado de Mato Grosso e áreas protegidas propostas pelo ZSEE/MT”**. 2009. Net, Cuiabá, maio 2011. Disponível em: <<http://www.zsee.seplan.mt.gov.br/mapaspdf/02%20-%20MAPA%20DAS%20AREAS%20LEGALMENTE%20PROTEGIDAS%202009.pdf>>. Acesso em: 19/05/11.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. 2003. Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2003.

SOUZA, V.; CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; VECCHIATO, A. B.; WEBER, O. L. S.; PINTO, A. A.; SPADOTTO, C. A.; CUNHA, M. L. F. Determinação de pesticidas em águas de poços tubulares em áreas de cultura de algodão na microrregião de Primavera do Leste, Mato Grosso. In: **Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13., Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004. CD-ROM.

SHELLE, E. **Aspectos hídricos do aquífero Serra Geral na cidade de Cascavel**. 2009. 39f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2009.

SCOPEL, R. M.; TEIXEIRA, E. C.; BINOTTO, R. B. Caracterização hidrogeoquímica de água subterrânea em área de influência de futuras instalações de usinas hidrelétricas – Bacia Hidrográfica do Rio Taquarantãs/RS, Brasil. **Química Nova**. São Paulo. Vol. 28, n. 3. p. 383-392. 2005.

SHERPHERD, K.M.; WYN-JONES, P. Private water supplies and the local authority role: results of UK national survey. **Water Sci Technol**, v. 35. p. 41-45. 1997.

SPIEGEL, M. R. **Estatística**. São Paulo: Makron Books, 1993. 643p.

STANDARD Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 16th ed. Baltimore: Port City Press, 1985. p. 373.

TECHGEO. **“Manual de Operação do receptor GTR-A”**, 2002. 42 p.
INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Rede brasileira de monitoramento contínuo dos sistemas GNSS (RBMC)**. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/download/tela_inicial.php?tipo=8>. Acesso em: 10/05/2011.

TRIOLA, M. F. **Introdução à estatística**. Rio de Janeiro: LTC, 2008. 696p.
TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS/ABRH, 1998. 669p.

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBAN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3581–3592, 1998.

VIANA, F. C. **Construção de poços rasos – cisternas – e o uso de cloradores por difusão**, 4.ed. Belo Horizonte, Pró-reitoria de Extensão da UFMG. 1991.

VIEIRA, R. H. S. F.; OLIVEIRA, R. A. Avaliação do grau de contaminação fecal da água e do camarão sossego (*Macrobrachium jelskii*), na Lagoa Parangaba, (Fortaleza, Ceará). **Hig. Aliment**, v. 15, n. 85, p. 61-64, 2001.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, DESA-UFMG. 1995. 240p.

WESNER, G. M.; BAIER, D. C. Injection of reclaimed wastewater into confined aquifers. **Journal of the American Water Works Association**, n. 62, p. 203-210, 1970.

World Health Statistics - **WHO**, “Sexual Health”. 2009. Net, Cuiabá, jan. 2012. Disponível em: <<http://www.who.int/reproductivehealth/index.htm>>. Acesso em: 02 jan. 2012.

ZAVOUDAKIS, E. **Impactos da urbanização sobre a qualidade da água freática em áreas de Vitória, ES**. 2007. 221f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

ANEXOS

Anexo 1 - Medidas do nível d'água para o período de estiagem (julho de 2011), início do período chuvoso (novembro de 2011) e período chuvoso (fevereiro de 2012).

Nível d'água (m)											
Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	1,73	1,54	1,37	C12	0,81	0,87	0,54	C23	3,44	3,73	2,33
C2	2,11	1,74	1,06	C13	2,24	2,10	1,23	C24	5,59	7,22	2,00
C3	2,25	1,85	4,53	C14	1,45	1,39	1,25	C25	2,21	2,17	2,00
C4	0,67	1,06	0,94	C15	2,85	3,51	2,11	C27	2,39	2,35	2,05
C5	2,24	2,06	1,96	C16	2,42	5,49	2,09	C28	2,02	2,48	2,11
C6	1,28	1,41	1,35	C17	2,66	4,90	2,57	C29	0,00	0,00	0,00
C7	2,62	2,54	2,49	C18	2,64	2,87	2,20	C30	2,47	1,40	1,05
C8	2,09	1,97	1,81	C19	2,63	2,67	2,19	BG	1,73	3,39	1,80
C9	2,24	1,94	1,78	C20	2,29	2,23	1,42				
C10	1,95	1,13	0,93	C21	3,08	6,34	2,28				
C11	1,59	1,62	1,57	C22	13,62	13,74	5,26				

Anexo 2 - Temperatura do ar e da água

Temperatura do ar (°C)											
Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	31,50	25,00	29,00	C12	31,00	37,00	36,00	C23	29,20	33,00	31,00
C2	29,90	25,00	33,50	C13	35,50	31,00	34,50	C24	35,00	29,00	35,00
C3	22,00	23,00	31,00	C14	30,50	33,00	29,50	C25	30,00	34,20	30,00
C4	34,00	28,00	36,00	C15	31,00		29,00	C26	32,00		
C5	26,00	25,00	34,00	C16	34,00	34,00	38,00	C27	35,00	34,00	29,00
C6	29,00	28,20	35,00	C17	36,00		34,50	C28	35,00	34,00	29,00
C7	30,00	28,80	30,00	C18	36,00	32,00	29,50	C29	25,20	29,00	35,00
C8	24,00	28,00	31,00	C19	37,20	33,00	29,00	C30	33,00	34,00	34,00
C9	30,00	36,00	33,50	C20	21,00	31,00	33,50	BG	34,50	32,00	36,00
C10	30,00	32,50	34,00	C21	22,00	30,00	34,00				
C11	31,00	33,50	28,00	C22	24,00	30,50	33,00				

Temperatura da água (°C)											
Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	27,50	28,00	28,00	C8	24,00	29,80	30,00	C15	27,00		28,00
C2	26,00	27,00	28,50	C9	28,00	31,00	30,00	C16	28,00	28,50	29,50
C3	28,00	28,10	29,00	C10	27,00	30,00	30,5	C17	28,00		29,00
C4	29,00	29,20	31,00	C11	26,00	28,00	27,50	C18	29,20	30,00	31,00
C5	28,00	27,90	30,00	C12	27,00	29,80	30,50	C19	28,50	29,00	29,50
C6	24,00	27,00	27,00	C13	28,90	29,10	30,00	C20	24,00	28,00	29,50
C7	27,00	28,00	28,50	C14	28,00	30,00	30,00	C21	25,00	28,00	27,00
C22	28,00	29,00	29,00	C26	28,00			C30	26,00	29,00	29,00
C23	26,00	28,00	28,00	C27	28,00	30,00	30,00	BG		27,00	28,00

C24	30,00	28,90	30,00	C28	25,00	29,00	29,00
C25	25,00	29,00	28,00	C29	27,00	31,00	29,00

Anexo 3 - Condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD).

Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)

Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	203,00	343,00	403,00	C12	240,00	210,30	227,00	C23	74,20	117,70	154,40
C2	343,00	328,00	332,00	C13	176,10	107,50	220,00	C24	57,40	77,00	226,00
C3	151,20	146,90	1070,00	C14	149,90	142,40	157,80	C25	188,90	167,20	190,50
C4	113,50	122,30	140,10	C15	177,10		238,00	C26	227,00		
C5	166,50	166,10	157,50	C16	106,50	201,00	323,00	C27	87,70	87,50	151,00
C6	463,00	501,00	460,00	C17	71,80		103,10	C28	81,30	111,00	155,00
C7	90,10	93,70	108,70	C18	105,90	107,80	140,60	C29	51,20	68,40	76,40
C8	232,00	233,00	223,00	C19	193,80	278,00	277,00	C30	185,80	272,00	352,00
C9	180,40	196,50	216,40	C20	166,10	177,50	29,50	BG		184,20	156,00
C10	179,70	173,30	176,10	C21	40,60	78,70	119,70				
C11	258,00	291,00	223,00	C22	94,50	107,90	70,10				

Sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1})

Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	132,00	119,70	262,00	C3	98,30	213,20	695,50	C5	108,2	79,50	102,40
C2	223,00	223,00	215,80	C4	73,80	95,50	91,10	C6	301,00	108,00	299,00
C7	58,60	325,70	70,70	C16	69,20	130,70	210,00	C25	122,80	108,70	123,80
C8	150,80	60,90	145,00	C17	46,70		67,00	C26	147,60		
C9	117,30	151,50	140,70	C18	68,80	180,70	91,40	C27	57,00	56,90	98,20
C10	116,80	127,70	114,50	C19	126,00	81,90	180,10	C28	52,80	72,20	100,80
C11	167,70	112,60	145,00	C20	108,00	115,40	19,20	C29	33,30	44,50	49,70
C12	156,00	189,20	147,60	C21	26,40		77,80	C30	120,80	176,80	228,80
C13	114,50	136,70	143,00	C22	61,40	70,10	45,60	BG		119,70	101,40

C14	97,40		102,60	C23	48,20	76,50	100,40
C15	115,10	69,90	154,70	C24	37,30	50,10	146,90

Anexo 4 - Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade de HCO_3^-

Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})											
Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	2,44	2,44	2,89	C12	2,65	2,27	2,66	C23	5,74	4,20	5,56
C2	3,36	2,99	2,56	C13	3,78	4,63	2,92	C24	5,42	5,31	4,58
C3	3,41	3,91	5,33	C14	2,96	3,24	3,42	C25	4,17	4,29	4,47
C4	4,64	4,10	5,18	C15	5,56		3,88	C26	3,36		
C5	5,23	4,29	4,10	C16	4,72	5,82	3,41	C27	5,08	5,20	4,57
C6	2,96	2,50	2,49	C17	6,32		6,33	C28	6,49	6,56	5,45
C7	4,20	3,62	3,50	C18	4,07	5,66	4,80	C29	3,86	6,74	4,46
C8	3,63	3,74	3,62	C19	2,69	2,90	3,19	C30	6,05	3,85	3,86
C9	3,18	3,67	2,83	C20	4,18	5,09	4,01	BG		3,46	3,70
C10	3,50	3,39	2,85	C21	4,19	3,90	3,49				
C11	2,29	2,50	3,35	C22	3,88	2,80	4,00				

pH											
Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	5,33	6,40	6,44	C12	5,61	5,71	5,82	C23	4,32	5,65	4,58
C2	5,90	5,76	5,90	C13	4,65	5,06	4,96	C24	4,53	5,71	5,51
C3	5,10	4,94	5,33	C14	5,09	5,21	5,55	C25	3,72	4,33	4,39
C4	4,87	5,07	5,18	C15	5,73		5,83	C26	3,90		
C5	4,00	4,44	4,54	C16	5,15	6,09	5,73	C27	4,92	5,51	5,30
C6	6,72	6,68	6,72	C17	5,21		6,16	C28	4,68	5,41	5,30
C7	4,69	5,00	5,27	C18	5,06	5,22	5,45	C29	5,12	5,99	5,52
C8	4,96	4,87	4,77	C19	5,38	5,52	5,77	C30	5,90	6,34	6,05

C9	3,89	5,53	4,62	C20	4,95	5,43	5,44	BG	6,82	6,12
C10	3,76	4,29	4,46	C21	4,82	5,77	5,70			
C11	6,21	6,65	6,49	C22	5,98	6,25	6,09			

Alcalinidade de HCO₃⁻ (mg CaCO₃.L⁻¹)

Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	26,06	111,83	91,59	C12	46,05	35,42	35,93	C23	2,53	0,00	1,52
C2	61,73	32,38	34,41	C13	0,00	3,04	1,52	C24	0,00	26,57	57,68
C3	5,04	5,06	4,55	C14	8,60	9,61	6,07	C25	0,00	0,00	1,52
C4	2,53	2,02	1,52	C15	37,95		45,54	C26	0,00		
C5	0,3	0,00	0,51	C16	7,84	9,61	17,71	C27	1,01	3,04	2,02
C6	241,87	240,35	213,03	C17	2,02		20,24	C28	0,00	1,01	0,51
C7	7,59	2,02	1,52	C18	10,12	6,58	6,58	C29	6,58	7,59	16,70
C8	5,06	1,77	0,00	C19	20,75	20,24	18,22	C30	29,85	40,99	48,58
C9	2,53	0,51	0,00	C20	8,10	8,60	2,53	BG		40,48	41,05
C10	0,00	0,51	0,00	C21	5,06	9,11	9,11			0,00	1,52
C11	65,78	62,24	42,00	C22	45,54	55,15	23,78			26,57	57,68

Anexo 5 - Concentrações dos metais Cu, Mn, Cr, Cd, Pb, Fe e Ni para os meses de julho e novembro de 2011 (período de estiagem e início do período chuvoso respectivamente).

Cu, Mn, Cr, Cd e Pb (mg.L⁻¹)

Identificação Cacimbas	Cu		Mn		Cr		Cd		Pb	
	Julho (2011)	Novembro (2011)								
C1	N.D	N.D	N.D	0,12	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,17
C2	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,16
C3	N.D	N.D								
C4	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q
C5	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,20

C6	N.D	N.D	0,38	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C7	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C8	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C9	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,12
C10	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,14
C11	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q
C12	N.D	N.D	<L.Q	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C13	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,16
C14	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q
C15	N.D		N.D		N.D		N.D		<L.Q	
C16	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q
C17	N.D		N.D		N.D		N.D		N.D	
C18	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,16
C19	N.D	N.D	N.D	<L.Q	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q	<L.Q
C20	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q
C21	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C22	N.D	N.D	1,87	2,88	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,72
C23	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,07	N.D
C24	N.D	N.D	0,10	<L.Q	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C25	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C26	N.D		N.D		N.D		N.D		N.D	
C27	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	<L.Q	N.D
C28	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C29	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,306	N.D
C30	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,723	N.D
BG		N.D		N.D		N.D				<L.Q
LD (mg.L ⁻¹)		0,07		0,04		0,03		0,02		0,02
LQ (mg.L ⁻¹)		0,2		0,1		0,09		0,06		0,07
Legislação* (mg.L ⁻¹)		2		0,1		0,05		0,005		0,010

Fe e Ni (mg.L⁻¹)

Fe

Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)
C1	1,37	14,29	C8	N.D	N.D	C15	1,06	
C2	1,31	<L.Q	C9	N.D	N.D	C16	<L.Q	0,25
C3	N.D	N.D	C10	N.D	N.D	C17	N.D	
C4	N.D	N.D	C11	9,72	6,02	C18	N.D	<L.Q
C5	N.D	N.D	C12	4,74	2,18	C19	N.D	0,77
C6	11,03	5,96	C13	N.D	N.D	C20	<L.Q	0,33
C7	0,07	N.D	C14	<L.Q	N.D	C21	0,23	<L.Q
C22	1,52	5,75	C25	N.D	N.D	C28	<L.Q	N.D
C23	N.D	N.D	C26	N.D		C29	0,31	0,91
C24	N.D	<L.Q	C27	<L.Q	N.D	C30	0,72	N.D
						BG		1,37
LD (mg.L⁻¹)				0,07				
LQ (mg.L⁻¹)				0,2				
Legislação* (mg.L⁻¹)				0,3				

Ni

Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)	Identificação Cacimbas	Julho (2011)	Novembro (2011)
C1	N.D	N.D	C11	N.D	N.D	C21	N.D	N.D
C2	N.D	N.D	C12	N.D	N.D	C22	N.D	N.D
C3	N.D	N.D	C13	N.D	N.D	C23	N.D	<L.Q
C4	N.D	N.D	C14	N.D	N.D	C24	N.D	N.D
C5	N.D	N.D	C15	N.D		C25	N.D	N.D
C6	N.D	N.D	C16	N.D	N.D	C26	N.D	
C7	N.D	N.D	C17	N.D		C27	<L.Q	N.D
C8	N.D	N.D	C18	N.D	N.D	C28	N.D	N.D
C9	N.D	N.D	C19	N.D	N.D	C29	<L.Q	N.D

C10	N.D	N.D	C20	N.D	N.D	C30	<L.Q	<L.Q
						BG		N.D
LD (mg.L⁻¹)				0,20				
LQ (mg.L⁻¹)				0,50				
Legislação* (mg.L⁻¹)				0,020				

*Legislação referente à Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e Resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008).

N.D: Não detectado; <L.Q: Menor do que o limite de quantificação.

Anexo 6 - Resultados das concentrações de cátions e ânions para os períodos de estiagem (julho de 2011) e início do período chuvoso (novembro de 2011)

Identificação Cacimbas	Na ⁺ , K ⁺ , Mg ⁺² , Ca ⁺² , Li ⁺¹ e NH ₃ (mg.L ⁻¹)											
	Na ⁺		K ⁺		Mg ⁺²		Ca ⁺²		Li ⁺¹		NH ₃	
	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)
C1	34,09	55,20	2,42	3,64	0,50	1,86	1,32	5,64	N.D	N.D	0,05	0,52
C2	54,38	57,25	3,71	4,13	1,06	0,80	2,27	2,69	N.D	N.D	4,99	2,63
C3	9,55	19,15	0,91	1,31	0,98	1,03	1,17	1,73	N.D	N.D	N.D	N.D
C4	16,29	19,51	1,99	2,17	1,12	0,98	0,86	1,12	N.D	N.D	N.D	N.D
C5	7,35	22,44	1,50	3,42	1,44	1,97	0,23	0,73	N.D	N.D	N.D	N.D
C6	21,15	25,90	1,15	2,21	26,88	25,67	29,82	35,59	N.D	N.D	0,24	0,45
C7	14,14	15,97	1,40	1,64	0,29	0,33	N.D	0,48	N.D	N.D	N.D	N.D
C8	31,68	35,66	3,90	4,26	0,85	0,79	1,19	1,65	N.D	N.D	1,72	1,47
C9	9,72	27,12	1,70	4,03	0,51	1,13	0,41	1,65	N.D	N.D	0,45	0,74
C10	18,87	22,76	3,66	3,57	1,37	1,14	1,80	1,80	N.D	N.D	0,12	0,11
C11	20,93	48,97	1,23	2,99	0,41	1,01	2,08	4,71	N.D	N.D	0,31	0,71
C12	32,36	30,95	3,08	2,85	1,13	1,13	5,35	4,90	N.D	N.D	1,46	1,69
C13	22,55	14,97	3,54	2,59	2,85	1,62	1,54	1,04	N.D	N.D	N.D	N.D
C14	20,91	22,06	2,10	2,08	2,07	2,05	0,57	0,80	N.D	N.D	N.D	N.D
C15	20,02		0,53		1,80		14,21		N.D	N.D	N.D	

C16	11,62	26,01	2,86	2,44	2,22	4,95	1,61	4,30	N.D	N.D	N.D	N.D
C17	9,41		0,28		1,23		0,84	1,69	N.D	N.D		
C18	14,74	16,12	0,17	0,27	1,47	1,69	1,66	3,40	N.D	N.D	N.D	N.D
C19	25,42	19,65	2,57	2,09	3,06	2,82	2,35	1,34	N.D	N.D	1,32	1,42
C20	8,22	27,69	0,64	2,18	1,14	2,73	0,30	1,59	N.D	N.D	N.D	N.D
C21	2,79	9,97	0,28	1,04	0,30	1,86	0,06	6,77	N.D	N.D	N.D	0,14
C22	3,13	4,37	1,29	1,68	4,82	6,21	4,68	1,90	N.D	N.D	N.D	0,27
C23	3,96	17,07	1,67	3,34	0,64	1,33	0,60	5,96	N.D	N.D	N.D	N.D
C24	5,68	4,09	1,61	1,63	0,42	3,64	0,10	3,96	N.D	N.D	N.D	N.D
C25	8,13	15,64	1,83	4,34	0,70	2,17	1,53	1,69	N.D	N.D	N.D	N.D
C26	27,25	10,63	3,14		1,11		1,37		N.D	N.D	0,68	
C27	10,52	16,66	1,37	1,39	1,58	1,50	0,96	1,04	N.D	N.D	N.D	N.D
C28	3,63	13,06	0,26	1,31	0,23	1,58	N.D	0,23	N.D	N.D	N.D	N.D
C29	8,83	34,51	0,09	0,42	0,09	N.D	0,06	0,37	N.D	N.D	N.D	N.D
C30	24,80	9,40	0,66	1,16	2,08	3,33	7,09	12,33	N.D	N.D	N.D	N.D
BG		55,20	2,42	13,56		5,70	1,32	8,59		N.D		N.D
LQ (mg.L⁻¹)	0,2		0,5		0,25		0,5		0,05		0,25	
Legislação* (mg.L⁻¹)	200,00		-		-		-		-		1,5	

Cl⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄⁻² e SO₄⁻² (mg.L⁻¹)

Identificação	Cl ⁻		N-NO ₃ ⁻		N-NO ₂ ⁻		PO ₄ ⁻²		SO ₄ ⁻²	
	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)	Julho (2011)	Novembro (2011)
Cacimbas										
C1	182,35	33,60	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	13,22	9,82
C2	53,97	37,12	N.D	5,20	N.D	N.D	N.D	N.D	28,22	24,88
C3	28,20	22,98	2,51	2,48	N.D	N.D	N.D	N.D	0,78	1,26
C4	19,18	15,45	4,24	3,47	N.D	N.D	N.D	N.D	0,38	1,37
C5	10,50	18,54	6,05	9,49	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	1,39
C6	7,58	13,87	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,55	1,77
C7	15,00	14,46	1,72	1,63	N.D	N.D	N.D	N.D	7,46	6,42

C8	37,25	37,36	8,13	8,26	N.D	N.D	N.D	5,14	5,18
C9	30,04	26,79	9,33	9,22	N.D	N.D	N.D	0,60	1,49
C10	23,42	24,00	7,29	7,58	N.D	N.D	N.D	1,85	N.D
C11	24,38	23,37	0,09	0,30	N.D	N.D	N.D	34,48	24,89
C12	38,78	23,49	0,06	0,51	N.D	N.D	N.D	18,60	15,52
C13	25,88	12,06	9,15	5,23	N.D	N.D	N.D	2,38	3,38
C14	29,28	25,67	3,98	2,86	N.D	N.D	N.D	1,58	2,79
C15	20,31		3,62		N.D	N.D	N.D	0,72	
C16	15,04	23,50	3,22	7,33	N.D	N.D	N.D	2,31	11,32
C17	8,27		3,62		N.D	N.D	N.D	0,32	
C18	14,29	15,83	2,03	2,74	N.D	N.D	N.D	0,32	1,27
C19	29,36	16,48	6,09	8,44	N.D	N.D	N.D	2,37	2,57
C20	37,77	32,16	6,57	4,86	N.D	N.D	N.D	0,94	2,05
C21	3,66	10,80	0,10	2,40	N.D	N.D	N.D	1,86	1,62
C22	0,74	2,43	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,55	1,49
C23	7,15	14,61	2,83	5,92	N.D	N.D	N.D	0,69	3,10
C24	5,47	4,83	2,61	1,98	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D
C25	20,14	16,62	10,83	9,86	N.D	N.D	N.D	2,42	2,24
C26	37,27		8,67		N.D	N.D	N.D	N.D	
C27	11,16	11,15	3,37	3,93	N.D	N.D	N.D	0,79	1,97
C28	14,62	16,67	2,64	4,56	N.D	N.D	N.D	0,62	1,29
C29	6,37	11,91	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,22	1,59
BG	24,80	26,71	2,40	6,36	N.D	N.D	0,99	1,74	6,39
LQ (mg.L⁻¹)	0,5		0,5		0,5		1,0		0,5
Legislação* (mg.L⁻¹)	250,00		10,00		1,0		-		250,00

*Legislação referente à Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e Resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008). N.D: Não detectado

Anexo 7 - Densidade de coliformes totais e *Escherichia coli*, para os meses de novembro de 2011 (início do período chuvoso) e fevereiro de 2012 (período chuvoso).

Coliformes totais (Log NMP/100 mL)					
Identificação Cacimbas	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	3,38	3,38	C18	3,38	2,76
C2	3,38	4,24	C19	3,38	3,38
C3	3,02	2,66	C20	3,38	4,30
C4	2,76	2,67	C21	3,30	3,39
C5	3,38	3,27	C22	3,38	3,92
C6	3,38	3,96	C23	3,38	3,81
C7	2,81	3,08	C24	3,38	3,81
C8	3,38	3,42	C25	3,38	3,59
C9	3,38	3,38	C27	3,38	
C10	2,94	3,38	C28	3,38	3,22
C11	3,38	3,38	C29	3,38	4,38
C12	3,38	2,22	C30	3,38	2,69
C13	3,15	2,51	BG	3,38	3,38
C14	2,59	3,11			
C15		3,56			
C16	3,38	3,38			
C17		3,94			
Legislação*	Ausência em 100 mL				
<i>Escherichia coli</i> (Log NMP/100 mL)					
Identificação Cacimbas	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)	Identificação Cacimbas	Novembro (2011)	Fevereiro (2012)
C1	2,59	1,99	C18	1,67	1,21
C2	3,38	3,02	C19	2,91	2,89
C3	2,51	1,61	C20	1,61	2,81

C4	1,08	1,80	C21	2,21	2,39
C5	2,71	1,79	C22	2,69	1,61
C6	1,53	2,40	C23	1,66	2,42
C7	2,17	1,44	C24	1,37	2,29
C8	2,74	1,93	C25	2,69	2,32
C9	2,37	3,15	C27	2,12	
C10	0,99	0,72	C28	1,95	1,00
C11	1,90	2,89	C29	0,87	2,16
C12	3,24	1,79	C30	1,90	1,65
C13	0,72	1,30	BG	3,38	4,05
C14	1,72	1,16			
C15		2,04			
C16	3,02	4,05			
C17		0,00			
Legislação* (mg.L⁻¹)	Ausência em 100 mL				

*Legislação referente à Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e Resolução do CONAMA 396/2008 (CONAMA, 2008).